Environment Canada
Environnement Canada

Biological Considerations for Open Water Disposal of Dredged Material in the Great Lakes

P.G. Sly

SCIENTIFIC SERIES NO. 137

NATIONAL WATER RESEARCH INSTITUTE
INLAND WATERS DIRECTORATE
CANADA CENTRE FOR INLAND WATERS
BURLINGTON, ONTARIO, 1984

(Disponible en français sur demande)

© Minister of Supply and Services Canada 1984

Cat. No. En 36-502/137E

ISBN 0-662-13335-8

Contents

	Page
ABSTRACT	v
RÉSUMÉ	v
INTRODUCTION	1
BENTHIC COMMUNITIES	3
FOOD WEB AND SUBSTRATES	4
LIFE CYCLES AND DISPERSALS	5
PHYSICAL ASPECTS OF DISPOSAL	5
SPECIES INTRODUCTIONS	9
SHORT-TERM CONTAMINANT RELEASE	9
LONG-TERM EFFECTS–MERCURY EXAMPLE	9
LONG-TERM EFFECTS–PCBs AND DDT EXAMPLES	10
SUMMARY	12
REFERENCES	12

Table

1. Sediment and abundance data for major groups and species of benthic fauna in Lake Ontario	2

Illustrations

Figure 1. Summary of food-web pathways to some top predators	6
Figure 2. Lake Ontario area-depth curves	7
Figure 3. Sculpin, on coarse substrate being modified by accumulation of recent mud	7
Figure 4. A comparison between adjacent areas at a dredged material dump site, Thunder Bay, Lake Superior, May 1975	8
Figure 5. Lipophility and bioaccumulation	11
Figure 6. DDT concentration as a function of body size	11

Abstract

A review of Great Lakes biological data describing benthic communities, habitat and life cycles and a review of the biological pathways and behaviour of particulate associated contaminants provide the basis for stating biological concerns about open water disposal of dredged material. With the exception of clean materials used for shore protection or enhancement, disposal should take place in deep water where biological productivity is least. The area of dump sites should be kept to a minimum, to affect the least amount of benthic habitat. Materials with biologically available contaminants should not be allowed to disperse during settlement, and if dumped in areas of naturally low sediment accumulation, they should be covered by a seal of inert material. It is assumed that the materials are not lethally toxic, that dumping does not occur at/or during biological events (e.g. spawning, migration hatch and swim-up), and that dumped materials are not subsequently redistributed by wave or ice action. It is unlikely that concern about toxic contaminants will diminish in the future. The presence of macro- and micro-nutrients in disposal materials may present opportunities for ecological enhancement and will require site-specific evaluation. Coarse materials may be used to enhance some forms of microhabitat.

This contribution does not discuss the appropriateness of guidelines and standards which are presently applied to contaminant disposal. Although directly related to the biological concerns, the concentrations and forms of contaminants which may be included in open water disposal are separate topics.

Résumé

Les descriptions des communautés, de l'habitat et des cycles biologiques du benthos des Grand lacs ainsi que le cheminement et le comportement biologiques des contaminants véhiculés par les particules sont à l'origine des inquiétudes d'ordre biologique au sujet de l'élimination de matériaux de dragage en eau libre. Sauf dans le cas des matériaux propres utilisés pour la protection ou l'embellissement des rivages, l'élimination devrait se faire en eau profonde, là où la productivité biologique est faible. La superficie des lieux d'immersion devrait être minimale afin de perturber le moins d'habitat benthique possible. Il ne faudrait pas permettre que des matériaux contenant des contaminants biologiquement actifs se dispersent au moment du dépôt, et, si leur immersion a lieu dans des secteurs où la sédimentation est faible, ils devraient être couverts par une couche de matériaux inertes. On suppose que les matériaux ne sont pas mortellement toxiques, qu'ils ne sont pas éliminés pendant ou durant des événements biologiques (c'est-à-dire le frai, la migration, l'éclosion et le stade d'alevin nageur), qu'ils ne seront pas redistribués par les vagues ou les glaces. Il est peu probable que les inquiétudes au sujet des contaminants toxiques s'estompent. La présence d'éléments nutritifs majeurs et mineurs dans les matériaux éliminés peut être l'occasion d'une amélioration écologique, qui exigera des évaluations ponctuelles des stations. Des matériaux grossiers peuvent servir à bonifier certains micro-habitats.

Cette étude ne fait pas l'examen de l'utilité des lignes directrices et des normes que l'on applique actuellement dans le domaine de l'élimination des contaminants. Quoique liées directement aux inquiétudes d'ordre biologique, les concentrations et les formes des contaminants que l'on pourrait trouver dans le secteur de l'élimination en eau libre demeurent des sujets d'un autre ordre.

Biological Considerations for Open Water Disposal of Dredged Material in the Great Lakes

INTRODUCTION

Under existing Great Lakes regulations the term "open water disposal" is generally taken to imply disposal anywhere in lake waters (bay and harbour-mouth or lagoonal embayment) and may, under some conditions, include interconnecting channels between the lakes. However, because limnological conditions which influence biological communities differ so greatly between shallow and deep water environments, it is essential to distinguish between them. A distinction can be made on the basis of environmental hydraulics, such as the boundary conditions which are characterized by the ability of surface wave action to rework the most easily erodable bed material (unconsolidated medium/fine sand). Short term variability, of course, means that the depth of wave action changes greatly, and although wave field data may be derived from wind direction, duration and velocity, variations in shoreline geometry and underwater morphology make such computations complex and uncertain. On the other hand, bottom sediments reflect an integration of hydraulic conditions (Sly *et al.*, 1983), and the distributions of sand-size materials can be easily determined.

Using this approach, the boundary between shallow and deep water conditions occurs at about 20 m depth throughout much of the Great Lakes area. In the larger lakes, however, such as Superior, Recent medium/fine sands can be found at depths substantially greater than 20 m, whereas in the smaller lakes and embayments the depth may be much less than this. Even within the same lake, the boundary depth varies significantly because of differences in wind velocity and duration over different directions, and changes in fetch (Sly, 1978).

In shallow water areas, where wave-induced shear stress exceeds the critical shear stress of bed materials, most dumped materials will be reworked and selectively redistributed; and the greater the wave energy, the more rapid the process. Thus, it may be assumed that materials of a dominantly sandy composition will have little long-term impact on sandy receiving sites in shallow waters, because of their rapid dispersal. The presence of cohesive materials, however, will result in persistence of dumped materials for a greater length of time, because of their high critical shear stress. Cobble-gravel and other large blocks of material will also tend to be more stable in high wave energy environments and are used to form artificial reefs or shore protection structures.

Deep water areas, which lie below the influences of wave action may be characterized by other, though less consistent, environmental conditions. Many deep water areas lie towards the base of the summer thermocline and beneath the depth of potential winter ice-scour. Deep water areas may be subject to periodic tilting of the thermocline and to bottom currents, but otherwise they are characterized by conditions in which there is a minimum of physical disturbance.

Most particulate contaminant loads are associated with the silt- and clay-size fractions and, since transport of these materials usually results in their eventual accumulation in deep water, emphasis in the following discussions draws particular attention to the biota of deep water areas. It is assumed, because of the potential for rapid reworking of contaminant materials and their effect upon the food web of the highly productive nearshore, that biologically available contaminants will not be disposed of in this zone. Also, disposal should be timed and located so that it will not affect important biological events, such as migration, spawning, hatch, and swim-up.

In the Great Lakes, most of the lake bed below 20 m is smooth and rather featureless (Sly, 1975) and the sediments are composed of fine sandy and silty-clay muds which become progressively finer in deeper water. Accumulation rates generally decrease away from shore and, in the Great Lakes, vary between a high of more than 2-3 mm/year and a minimum of less than 0.2 mm (Kemp and Harper, 1976; Sly, 1983a). Deep water disposal sites may be chosen over the outer shelf, slope or profundal areas of the lakes where subtle variations in habitat can be marked by significant changes in the composition of biological communities. Whereas the physical and chemical characteristics of the offshore environment are now reasonably well understood and can be quantified, the associations within biological communities are only incompletely understood and little can be quantified with certainty.

Using the lake bed for open water disposal has the potential to cause a number of different types of impact

Table 1. Sediment and abundance (n/m²) data for major groups and species of benthic fauna in Lake Ontario (modified after Nalepa and Thomas, 1976; courtesy of J. Great Lakes Res.)

	Number of stations	Depth (m)	Particle size (phi)	Particle size (μm)	Total numbers of organisms	*Stylodrilus heringianus*	*Limnodrilus hoffmeisteri*	*Tubifex tubifex*	*Potamothrix vejdovski*	Other oligochaetes	Total Chironomidae	Total Pelecypoda	Total Gastropoda	Total Amphipoda
$\bar{x}$	22	23	3.0	125	11 940*	2 660	2 800	780	1 310	710	140	970	150	2 160
S.D.		7.1	1.2		13 650*	3 190	6 610	2 150	3 430	1 110	290	1 290	390	2 740
$\bar{x}$	13	65	4.7	40	7 000	650	600	3 430	0	50	20	110	0	2 140
S.D.		19	1.8		12 220	600	1 290	11 410	10	80	40	170	0	1 660
$\bar{x}$	20	148	6.2	14	1 200	253	50	50	0	0	10	20	0	800
S.D.		35.8	1.5		810	180	60	110	10	10	10	60	0	630

* Revisions by T.F. Nalepa, November 1983.

which can be either detrimental or beneficial to the environment. Direct effects include smothering and bedform changes, and biota and contaminant introductions. The extent of the impacts depends upon the mobility of natural populations in the "target areas", life cycles of the community, biological pathways and the duration of exposure to the dumped material. In the following discussions on the impact of open water disposal, biological community data are drawn largely from Lake Ontario examples and additional disposal impact data have been drawn mostly from Lake Erie.

BENTHIC COMMUNITIES

Nalepa and Thomas (1976) sampled the benthos of Lake Ontario using a Ponar Grab and distinguished three broad sub-divisions in the lake, based upon a total of 55 sample stations. The shallow water benthos extended from a minimum sampling depth of 7 m to a maximum of about 35 m; an intermediate depth benthos occurred between 40 m and 90 m and the deep water benthos was restricted to depths in excess of 95 m. These depth range values are not rigid and, as noted by the authors, the shallow water benthos extended to greater depth along the north shore of the lake where the lake bed is subject to strong activity from current circulation and wave motion. The depth ranges of Nalepa and Thomas (1976) compare well with those reported by Kinney (1972) and with those of Sly (1983b; unpublished data). Table 1 summarizes the major groups and species which comprise the benthic fauna of Lake Ontario, and densities of organisms (n/m^2) are provided in the form of rounded mean and standard deviation values (S.D.), based on Nalepa and Thomas (1976). Precisely the same community structures, of course, do not exist throughout the Great Lakes, but the Lake Ontario assemblage may be taken as broadly characteristic of the lakes as a whole (Dermott, 1978; Freitag *et al.*, 1976; Mozley and Alley, 1973; Powers and Robertson, 1965; Schuytema and Powers, 1966; Veal and Osmond, 1968).

Shallow water benthic communities are characterized by high diversity and large numbers of organisms. Intermediate depth samples are notable for a lack of certain oligochaete species and also for a lack of gastropods. With few exceptions, the numbers of individual organisms are substantially less than in shallow water. Most deep water sites are devoid of both pelecypods and gastropods; they have few chironomids and there is a shift in dominance from the oligochaete *Tubifex tubifex* to *Stylodrilus heringianus*. Mean sample densities of the total numbers of organisms decrease from $11940/m^2$ in shallow water to $7000/m^2$ at intermediate depth and to $1200/m^2$ in deep water communities. Amphipods are represented by two species; *Gammarus fasciatus*, which is a shallow water form (Johnson and Brinkhurst, 1971a), and *Pontoporeia affinis*, which occurs throughout the lake basin and at all depths. *Pontoporeia affinis* is a dominant member of the benthic community and represents 22%, 61% and 58% of all organisms from shallow, intermediate and deep water sites (Nalepa and Thomas, 1976). Based on the author's records, isopods occur only in shallow water and no recoveries were made from depths in excess of 35 m.

Great lakes zooplankton include at least 30 species of crustaceans (Patalas, 1969; Watson, 1974) of which the opossum shrimp, *Mysis relicta* (Beeton, 1960; Carpenter *et al.*, 1974), is the largest; this species, which is also considered to be part of the macrobenthos, is a migratory form that spends most of the daylight hours at, or slightly above, the lake bed and the dark hours at shallow depth (but usually not less than 20 m) in the water column. During the daytime, maximum densities occur at water depths of 125 m to 200 m; in Lake Ontario, the peak abundance (mean of August sampling at 30 sites, Carpenter *et al.*, 1974) was $113/m^2$, and concentrations were restricted to the central parts of the lake. The much smaller copepod *Limnocalanus macrurus* is also migratory and characteristic of cold deep water habitat in the Great Lakes (Watson, 1974); early stages of its life cycle are spent in the bottom sediments (Carter, 1969). Similarly, part of the life cycle of *Senecella calanoides* is spent in the bottom sediments, but this copepod differs from *L. macrurus* in its continued preference for a cold mid-water habitat (depths of 60 m or greater) where it exhibits only a weak migratory behaviour (Carter, 1969). Shallow nearshore waters are characterized by the presence of large cladoceran fauna (Watson, 1974).

In the Great Lakes, sculpins are considered to be dominant members of the benthic fish community, and several other species such as burbot, whitefish (lake and round), lake trout, alewife, rainbow smelt, lake herring and bloater have an indirect association with the benthic habitat, largely as a result of their feeding habits. The deepwater sculpin (*Myoxocephalus quadricornis*) occurs at depths between 45 m and 180 m with a maximum abundance between 75 m and 105 m in the Upper Lakes (Scott and Crossman, 1973), but it is now believed to be extinct in Lake Ontario (Christie, 1972). The slimy sculpin (*Cottus cognatus*) is widespread in all of the Great Lakes and is typically found at depths between 6 m and 90 m with greatest abundance between 35 m and 75 m. The mottled sculpin (*C. bairdi*) is more typical of shallow water conditions where it prefers patches of cobble debris in areas of sandy silt. The spoonhead sculpin (*C. ricei*) occurs at depths intermediate between the slimy and deepwater sculpins; little is known about this species, which has not been recorded from Lake Ontario (Scott and Crossman, 1973).

FOOD WEB AND SUBSTRATES

Many members of the benthic community are detrivores and there is strong evidence to show that bacteria provide a very important pathway by which persistent organic materials, such as cellulose, lignin and chitin, can be made available to this fauna. Particle size, organic material and availability of oxygen are important controls on the type of fauna, but the presence of aerobic bacteria appears to be of particular significance (Bell and Dutka, 1972; Johnson and Matheson, 1968; Marzolf, 1965a).

The dominant species of oligochaete worms are burrowing detrivores. *Stylodrilus heringianus*, the most widely distributed form, is generally considered to be an indicator of oligotrophic conditions; *Tubifex tubifex* is both an oligotrophic and a pollution-tolerant form; *Limnodrilus hoffmeisteri* prefers organically enriched sediments and *Potamothrix vejdroski* has a strong preference for coarse sediments (muddy cobble gravel lag deposits) with a high organic content (Nalepa and Thomas, 1976). Although many of the worms may be regarded as unspecialized feeders, the work of Brinkhurst and Chua (1969) suggests that various species have different means of utilizing nutritional resources in sediments. In Toronto Harbour muds, for example, *Peloscolex multisetosus* was found capable of utilizing amino acids from solution, in the absence of gut bacteria, whereas neither *T. tubifex* nor *L. hoffmeisteri* could do so. Oligochaete worms typically ingest "aged" materials at a depth of 2-5 cm below the sediment surface (Gardner *et al.*, 1983) and population densities appear to show a positive correlation with the thickness of detrital layers (Alley and Anderson, 1968), but this may not be characteristic of all forms.

The Chironomidae are represented by both detrivores and predator species. Most detrivore species feed on suspended or very recently deposited material close to the sediment/water interface (Gardner *et al.*, 1983), and their mean ratio for excretory products is similar to those of the phytoplankton biomass reported by Goldman *et al.* (1979). *Chironomus* sp. is a detrivore, typical of areas of low to moderate sediment accumulation; *Heterotrissocladius* sp. can tolerate slightly greater rates of accumulation; and *Micropsectra* sp. is typical of areas of high sedimentation rates. *Procladius* sp., however, is predatory (Warwick, 1978) and typically feeds on other chironomid species that move at, or become forced to, the sediment surface because of excessively high rates of accumulation.

Pontoporeia affinis is the dominant amphipod and has a preference for fine sand - coarse silt size sediments (Henson, 1970), but it can be found in most sediments finer than 1.0-phi size (0.5 mm) as noted by Marzolf (1965a,b). It is a shallow-burrowing detrivore typical of well-oxygenated interface conditions. It shows a preference for bacteria-rich sediments, largely independent of their content of organic material (Marzolf, 1965a,b; Mozley and Howmiller, 1977). This suggests that *Pontoporeia affinis* is utilizing only that portion of available organic debris which is being actively degraded by bacteria, and because of the oxic conditions required by this amphipod, the bacterial populations are characterized by high aerobe: anaerobe ratios.

Mysis relicta was originally thought to be both a grazing herbivore, feeding on the deep summer phytoplankton maximum, and a carnivore, feeding on smaller zooplankton at night (Bowers and Grossnickle, 1978; Lasenby and Langford, 1973). It was also thought to be a detrivore during periods of reduced plankton availability. Most recently, however, Parker (1980) has demonstrated that *Mysis relicta* is capable of deriving a significant portion of its dietary intake from predation on *Pontoporeia affinis*, and because of the size of mysid populations this implies that they can act as an additional major pathway for the transfer of benthic organic carbon to fish. During the early stages of their life cycle, other smaller zooplankton (e.g. *Limnocalanus macrurus* and *Senecella calanoides*) are also associated with a benthic habitat, but little is known about their feeding habits. Most adult forms are considered to be filter feeders (Kibby and Rigler, 1973; Rigler, 1972), although recent observations (Bowers and Warren, 1977) have demonstrated that *L. macrurus* can be carnivorous. It is therefore possible that other pathways exist between the benthic organic carbon pool and fish, in addition to the direct transfer from *Pontoporeia affinis* and the indirect transfer through *Mysis relicta*.

Freshwater pelecypods are filter feeders, and for non-sessile forms the characteristics of the supporting substrate (low clay content) are particularly important (Johnson and Matheson, 1968). Gastropods are mostly detrital feeders, making use of plant debris at the sediment surface.

Fish diets are normally determined from analyses of stomach contents. The following summary is based largely on the statements of Scott and Crossman (1973).

Mottled sculpin Slimy sculpin	Large range of benthic invertebrates (including mayfly, caddisfly, stonefly and dragonfly larvae, dipterous larvae, oligochaetes and amphipods) and organic debris
Deepwater sculpin	Amphipods, mysids, copepods (especially *Limnocalanus*) and chironomid larvae

Burbot	Eggs, young ciscoes, perch, alewife, smelt, sculpins, and mysids
Whitefish and round whitefish	Chironomid larvae and imagoes, amphipods, isopods, gastropods, pelecypods, ostracods and planktonic crustaceans
Lake trout	Young whitefish, ciscoes, smelt, perch, alewife, sculpins, mysids, amphipods, other crustaceans and freshwater sponges
Alewife	Mostly zooplankton feeders (copepods, cladocerans and ostracods) but also mysids and amphipods
Rainbow smelt	Omnivorous feeders, including young burbot, whitefish and lake trout, sculpins, mysids, amphipods, chironomid larvae and oligochaetes
Lake herring cisco and bloater	Mysids, amphipods and plankton

Figure 1 provides a summary of the food-web pathways towards some top predators; the food-web structure of the intermediate depth zone shares pathways of both shallow and deep water environments. Although little data exist to show that oligochaetes are part of the diet of sculpins, and other intermediate benthic predators, they have been reported in smelt (Hurley, in preparation; Scott and Crossman, 1973) and sculpin (Godkin, in preparation). There is no reason to believe that this food source remains completely unutilized and it is assumed that they are eaten by fish when available at the sediment surface (their breakdown after ingestion is fairly rapid and setae are hard to identify).

Although data are not available to accurately quantify vectoring of benthic and pelagic systems in Lake Ontario (Christie, 1972), benthic productivity is generally lower than pelagic productivity and has a longer turn-over time for nutrients. Based on the faunal distribution data (Nalepa and Thomas, 1976) and upon what is known of the food web in Lake Ontario (Christie and Thomas, 1981), it is evident that biological productivity remains high at depths much below the effects of surface wave activity. The lowest levels of productivity in Lake Ontario occur at depths of more than 100 m (covering an area of about 45% of the total lake).

LIFE CYCLES AND DISPERSALS

Oligochaetes are permanent members of the benthic community. Because of their reproductive process they are capable of rapidly expanding existing colonies but with a rather low rate of dispersal. Although the shelled molluscan fauna are also permanent members of the benthos, free-swinging and/or parasitic stages provide a means of spreading their populations in a way that would be otherwise impossible, even for the non-sessile forms. The life span of the larger shelled species covers several years. Chironomids, however, inhabit the bottom sediments only during the larval stage of their life cycle; for them, redistribution is accomplished largely as a result of dispersal during the adult stage.

Pontoporeia affinis appears to go through a migratory phase (Marzolf, 1965b) which may be associated with reproductive processes, and it is assumed that this species is capable of fairly rapid but passive dispersal to areas of suitable habitat. *Mysis relicta* (Reynolds and DeGraeve, 1972) has a 1- to 2-year life span, and because of the effects of both diel migration (Beeton, 1960; Carpenter *et al.*, 1974) and large-scale water motion, this species also appears capable of rapid dispersal (via passive transport).

Sculpins have a life span of 5-6 years and mature at about age 2. Most lake sculpins migrate to shallow water for spawning and slimy sculpins, which return to the nearshore habitat, are usually territorial. It is not known if this behaviour is also shared by the mottled and deepwater sculpins in the offshore environment, but it is probable. The migratory habits of spawning sculpins ensure a reasonably high rate of dispersal.

PHYSICAL ASPECTS OF DISPOSAL

The physical effects of material disposal in lake waters give rise to three points of biological concern: the effects of particulate suspension in water, the smothering effect on the bed, and the effect of changing the particle-size composition and bedform of the receiving substrate.

Observations on disposal plumes in the Great Lakes have been limited to water depths of 20 m or less, but it is evident that background concentrations of suspended particulates are typically re-established within a few hours (Chemex, 1973); it is also evident, in terms of periods of naturally high suspended sediment concentrations in the water column (storms and spring runoff), that disposal plumes are quantitatively insignificant. Therefore, although it is recognized that high concentrations of particulate matter can be deleterious to plankton and fish (Report of

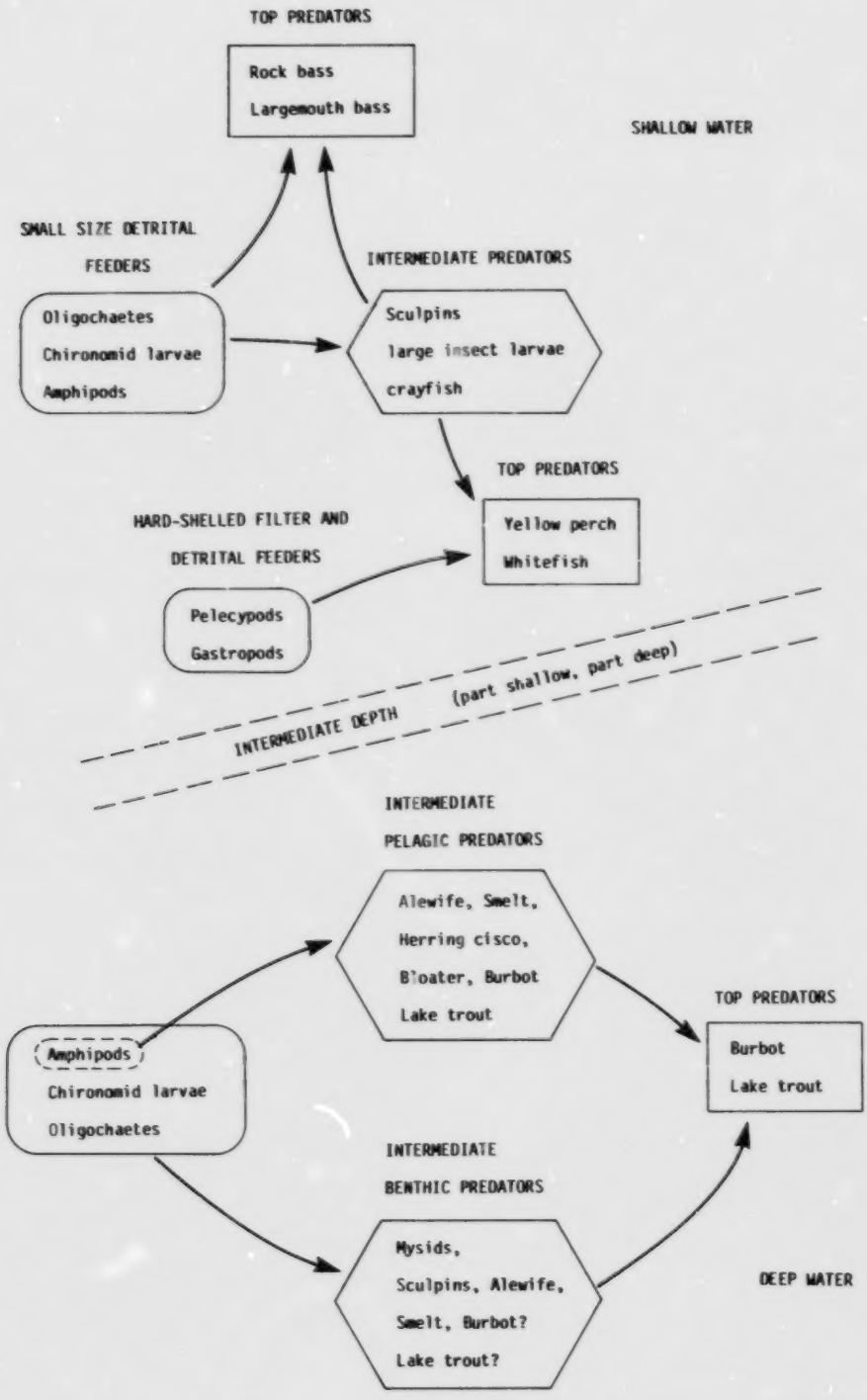
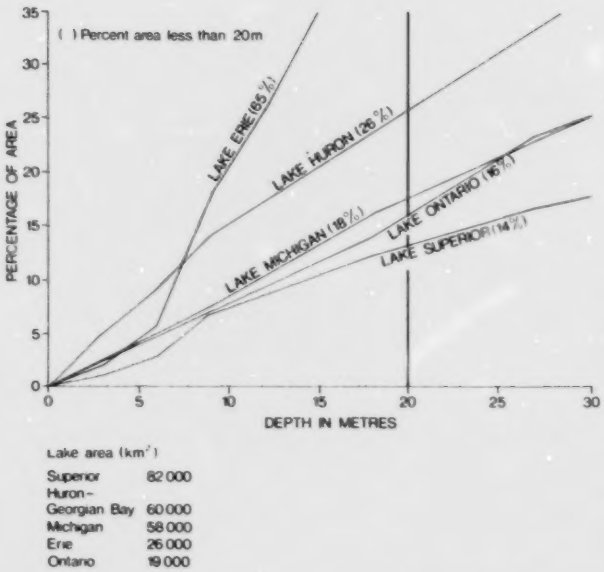


Figure 1. Summary of food-web pathways to some top predators (note: non-benthic food-web associations of intermediate and top predators have been omitted). Amphipods are the major food source for intermediate predators in deep water.

International Working Group on the Abatement and Control of Pollution from Dredging Activities, 1975), the small area (usually a few thousand m^2) relative to open lake area (Fig. 2), and the transience of the event, clearly indicate minimal impact on the biota. This assessment, however, may not remain valid in confined nearshore areas, if disposal is by means of continuous or near-continuous discharge, or if disposal is coincident with a specific and sensitive biological event.



Lake area (km^2)

Superior	82 000
Huron–Georgian Bay	60 000
Michigan	58 000
Erie	26 000
Ontario	19 000

Figure 2. Lake Ontario area-depth curves (modified after U.S. Fish and Wildlife Service Report, 1969).

Since natural bioturbation is most active in the topmost 2-5 cm of sediment in the Great Lakes (Robbins *et al.*, 1979) and upward mobility of the benthic fauna is often insufficient to penetrate more than a few centimetres of additional material, dumped sediment has the effect of smothering most of the pre-existing biota at disposal sites. This has been demonstrated by studies in western Lake Erie by Flint (1979) and Sweeney *et al*. (1975). A change in biota resulting from the effects of sediment dumping (depth about 20 m) was clearly discernible for a least 5 years after disposal took place (Sweeney *et al*., 1975). In the study by Flint (1979) the effects of disposal of coarse riverine sediments seemed to be less long-lasting than the disposal of silty harbour mud, but populations of isopods and some nematodes, pelecypods and gastropods were depressed. The effect of smothering, therefore, can cause a long-term change in the benthic environment, but relative to the total depth-area of the Great Lakes (Fig. 2), dump sites of a few km^2 pose little significant change to the total open lake environment. The change on a local basis is direct, but it is also possible that a disposal site may have an effect upon the surrounding habitat through some form of indirect modification. The effects of smothering indicate the need for this aspect of biological assessment to be strongly site-specific.

The study by Flint (1979) demonstrated that changes in the sedimentary environment, resulting from disposal, favoured opportunistic species; and this has also been observed in the marine environment (Grassle and Grassle, 1974). However, no studies have specifically addressed the effects on biota of local changes in particle-size composition caused by open water disposal. Where the source of materials is of similar silty particle-size composition to the receiving site (or slightly finer), it is likely that the transposed biota may persist. If the source material is much coarser than at the receiving site, it is unlikely for source communities to persist, unchanged. To assess likely changes comparison may be sought elsewhere in the lakes for generally comparable relict deposits, where coarse materials are being slowly covered by the accumulation of fine muds; Figure 3 shows one such habitat in Georgian Bay, which appears to be particularly attractive to sculpins (Sandilands and Sly, 1977). Biota associated with artificial reefs and spawning substrates are generally representative of high-energy lacustrine environments, and are not comparable to communities of modified coarse substrate in intermediate or profundal depths of open lake waters.

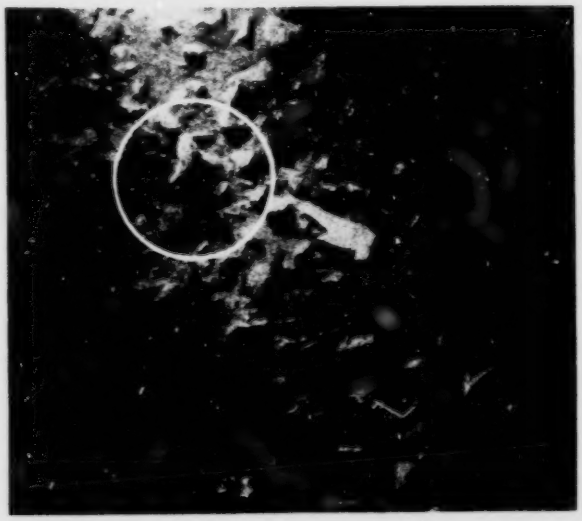


Figure 3. Sculpin, on coarse substrate being modified by accumulation of Recent mud (after Sandilands and Sly, 1977).

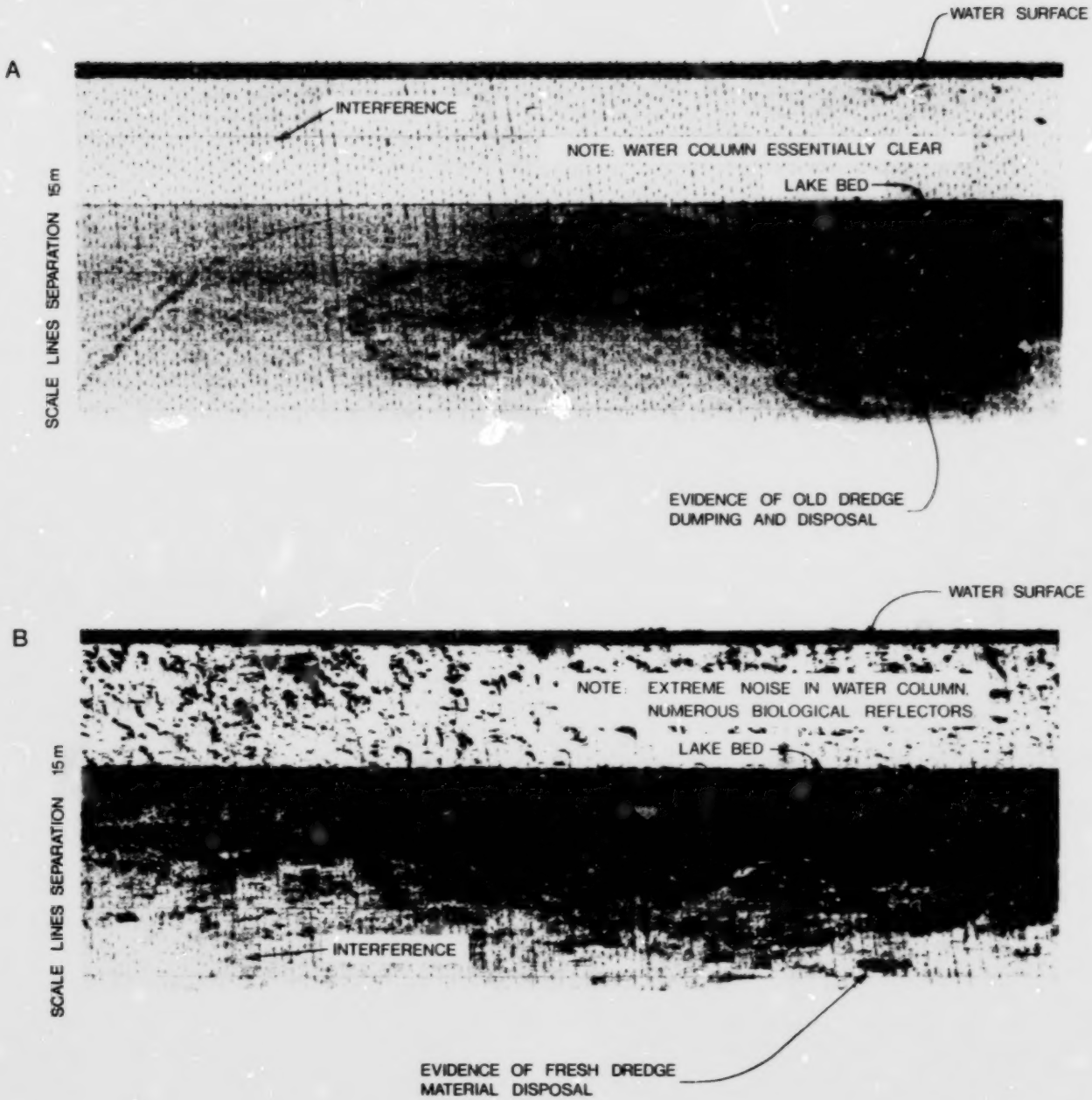


Figure 4. **A comparison between adjacent areas at a dredged material dump site, Thunder Bay, Lake Superior, May 1975 (after Report of the International Working Group on the Abatement and Control of Pollution from Dredging Activities, 1975).**

Comparative starboard hand side-scan sonar records of similar bottom sediment areas at a dump site. (A) Lake bed in area where dumping has been undertaken periodically, but not during 1974. (B) Lake bed in area where dumping has been undertaken within the last year.

SPECIES INTRODUCTIONS

As well as the suppression or elimination of pre-existing benthic fauna by disposal materials, the study by Flint (1979) demonstrated that a number of additional species of oligochaetes were introduced to the disposal sites, including members of the genus *Limnodrilus* and *Tubifex tubifex*. These species, however, did not disperse to colonize the areas adjacent to the disposal site. *Limnodrilus hoffmeisteri* was present prior to dumping at the disposal site, but its numbers increased considerably after disposal. This was thought to be due to both the introduction of mature forms which were opportunistic in their reproduction and to the introduction of numerous immature forms of the genus *Limnodrilus*.

The disposal of dredged sediments from harbour areas may also introduce significant populations of bacteria to lake bed dump sites. Based largely on experimental evidence, Scarce *et al*. (1964) concluded that streptococcus bacteria could persist for a number of days under conditions of improved water quality and that coliform bacteria might actually show an initial increase in numbers before approaching a die-away rate.

At temperatures of 5°C or less, when protozoan predation would be minimal, the bacteria would probably survive much longer than at optimum predator temperatures of 10°C-28°C. The fact that disposal of harbour muds did not reduce local populations of *Gammarus fasciatus* (Flint, 1979) strongly implies that amphipods were immediately able to utilize, directly or indirectly, the content of the dumped material. Under favourable conditions, therefore, recently dumped material may attract higher predators which, in turn, utilize the concentration of feeding amphipods; this may be the explanation for the aggregation of fish at the Thunder Bay dump site shown in Figure 4. The process of dredging and dumping has the effect of indiscriminately transposing large numbers of organisms from one environment to another; many die because of the change but, because of the transfer, there is also a potential for spreading the distribution of parasitic forms. The significance of this, however, remains uncertain.

SHORT-TERM CONTAMINANT RELEASE

During dredging and disposal, sediments become disturbed and are often partially disaggregated. Thus, when dumped through the water column, some of the pore water is released during the period of material fall, and the release process may continue for some days while sediment load adjustment and reconsolidation take place on the lake bed. Observations by Chemex (1975), in Lake Erie, tend to support this and demonstrate that concentrations of total and soluble phosphate increased in the water column after dumping (total phosphate decreased from 170 $\mu g/l^{-1}$ immediately following dumping to less than 100 $\mu g/l^{-1}$ over a period of about a week, but soluble phosphate increased from about 20 $\mu g/l^{-1}$ to more than 50 $\mu g/l^{-1}$ in this time). Both Fe and Mn are frequently released from sediments during disposal (Sly, 1977) and their behaviour follows well-defined pH/redox potential controls; Zn and other heavy metals have also been found to increase in waters overlying dumped sediments, presumably from the same cause.

These observations confirm that small but measureable short-term contaminant release can take place from dumped material, and it is evident that, at least on a local basis, there is potential for an impact by macro- and micronutrients and persistent contaminants, particularly upon microplankton. Because of the relatively high productivity of nearshore areas these effects would be greatest in sheltered shallow water.

LONG-TERM EFFECTS—MERCURY EXAMPLE

Although contaminant uptake in fish occurs through more than one pathway, the presence of contaminants in ingested food is often the largest single contributory factor and, as demonstrated in Figure 1, many intermediate and top predators are sustained by food-web structures which include ingestion of benthic fauna. The proportion of diet represented by benthic feeding varies from species to species, with stage of development and in both space and time, and is therefore difficult to estimate (Elliott and Persson, 1978). The sediment biota, as stated by Johnson and Brinkhurst (1971b), are represented by at least four trophic levels; primary production is provided by chemosynthetic bacteria at depth in the sediments, oligochaete and chironomid detrivores form the major group of saprophytes, and there are at least two levels of consumer organisms, such as carnivorous chironomids and amphipods. Therefore, the more a fish population depends on benthic faunal diet, the more quickly it is likely to reflect bottom sediment contaminants uptake. This seems to be borne out by the work of Thommes *et al*. (1972), who showed that the highest (wet weight) levels of mercury occurred in sculpin and stickleback (shallow water benthic feeder) and the lowest levels in planktivores.

Studies on the Wabigoon River system by Jackson *et al*. (1982) have shown that binding sites discriminate between different forms of mercury and that concentrations of "dissolved" methyl mercury are seasonally variable. The production of methyl mercury is not related to total

mercury concentrations but, rather, to bacterial activity (Cooley and McCarty, 1976). This seems to be supported by the work of Skoch and Sikes (1973), who suggested that there was a relationship between the presence of methylating bacteria in Lake Erie sediment and the amount of absorbed mercury in chironomids. Their data indicated that the difference in mercury concentrations represented time-dependent absorption of mercury from the surrounding media (pore water), rather than absorption from ingested material. Since tissue retention of methyl mercury (Huckabee and Goldstein, 1975) appears to be longer than for inorganic forms in food supply, it is evident that, so long as mercury is present in sediments, its incorporation in top predator fish will be largely influenced by the rate of bacterial activity and the feeding pattern of intermediate predators. For contaminated sediments to provide a significant source of methyl mercury loading in fish the transfer mechanism must be continuous for some time; however, seasonal transfer rates will show considerable variation, with the highest rates occurring during the spring-summer period. It may be argued that concentrations of methyl mercury in fish are not related to the increased concentrations of total mercury in Great Lakes sediments. It is likely, however, that since mercury is widespread in Great Lakes sediments (Thomas, 1974), increased bacterial activity associated with the effects of cultural eutrophication will increase the rate of methyl mercury production at source.

LONG-TERM EFFECTS—PCBs AND DDT EXAMPLES

The behaviour of persistent organochlorine contaminants in aquatic systems differs markedly from that of mercury. The effects of lethal toxicities, which can be estimated from the concentration of the contaminant in water expressed in relation to its solubility (Hutchinson *et al.*, 1980), tend to be low, but suppression of growth and other sublethal effects have been noted at observed environmental and laboratory concentrations (Pfister *et al.*, 1970; Wyman and O'Connors, 1980). In some situations, the presence of organic contaminants may stimulate microbial activity (Pfister *et al.*, 1970). Experimental evidence (Clayton *et al.*, 1977; Scura and Theilacker, 1977) indicates that concentrations of organic contaminants in biota are related to equilibrium partitioning between water and the lipid pool (represented by n-octanol as a surrogate, as shown in Figure 5). Studies on zooplankton-phytoplankton relationships (Wyman and O'Connors, 1980) and on selected biota from Lake Ontario, as shown in Figure 6 (Borgmann and Whittle, 1983), seem to confirm this. However, the relationship is not entirely confirmed and studies by McLeese *et al.* (1980) imply that concentrations in some marine worms and shrimps may be otherwise controlled.

PCBs and similar persistent contaminants are strongly hydrophobic and usually enter aquatic systems in association with particulates, or rapidly become associated with them. PCBs, however, are quite volatile (Millard *et al.*, in preparation) and this allows rapid uptake by phytoplankton, through loss of PCBs absorbed onto the outer surface of a particle and transfer to the lipid pool by diffusion through the cell wall. The affinity for the lipid pool means that PCBs are transferred to the biota from both inorganic and organic detritus. Transfer may also take place during transient contact between particles (Harding and Phillips, 1978). PCBs adsorbed in the interstices of particles are largely retained and the concentrations of PCBs in seston and lake sediments tend to be similar (Glooschenko *et al.*, 1976). The rates of uptake in small organisms with a high area-to-volume ratio (Harding and Phillips, 1978) can approach an asymptote in less than 2 h. In fish, PCBs accumulate by rapid exchange across the gill surface and pass into the lipid pool via the circulatory system; as much as 40% of PCBs uptake in fish may be accounted for by this mechanism (Thomann, 1977). Although the desorption/transfer process could account for the total accumulation of PCBs in the lipid pool of the biota, the rate of uptake is strongly influenced by the ingestion pathway. For example, copepods feeding on PCB-contaminated phytoplankton reached asymptotic PCB body burdens in less than 2 days under experimental conditions (Wyman and O'Connors, 1980). Hence, direct adsorption or food-web pathways may contribute to the final PCB body burden in widely differing proportions.

For organochlorine and similar halogenated contaminants which are less volatile than PCBs, such as DDT, the principal pathway of bioaccumulation is that of the food-web (Reinert *et al.*, 1974). DDT, with very low solubility in lake water (Fig.5), is retained almost indefinitely as body burden, but aldrin, dieldrin and endrin, which have higher solubilities (Weber, 1977), will tend to decline in uncontaminated conditions.

All known halogenated organic contaminants are biodegradable, but the degradation rates are extremely variable both in terms of the compound and the environmental conditions. DDT, for example, is degraded much more rapidly under anoxic conditions (-150 mV) than under weak oxic conditions (+50 mV), and is nearly stable under normal oxidizing conditions (Gambrell *et al.*, 1981). DDD dominates the breakdown products of DDT but is not stable. Kepone, on the other hand, appears to be nearly stable under a wide range of naturally occurring redox and pH conditions, as is Mirex.

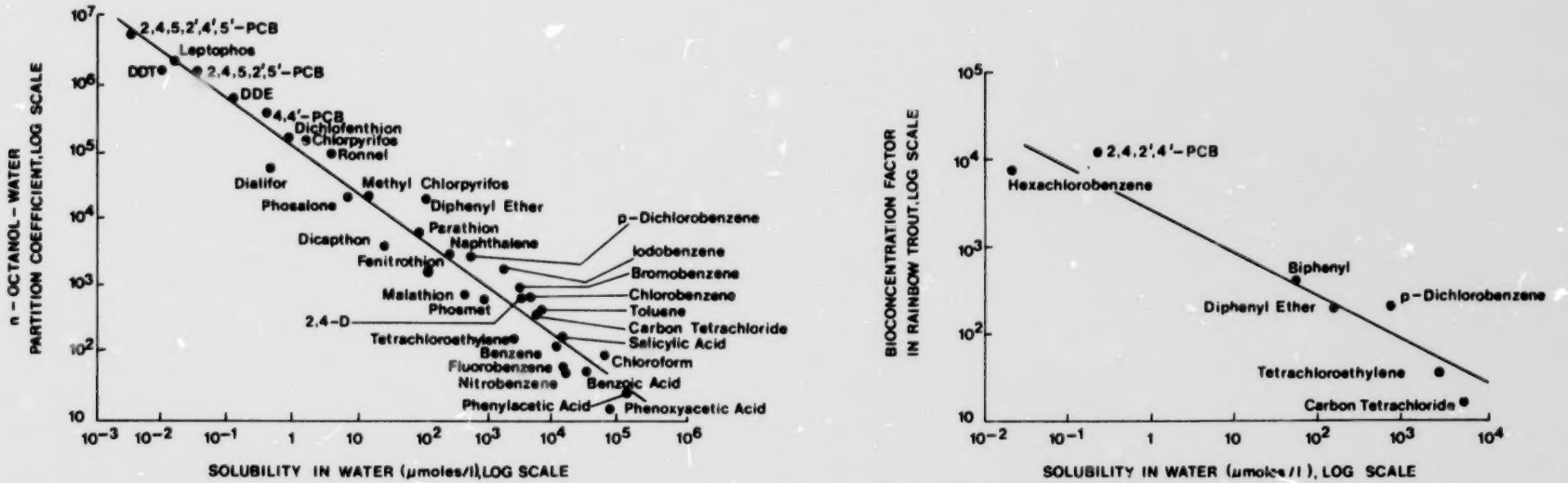


Figure 5. Lipophility and bioaccumulation. Both *n*-octanol-water partition coefficient and bioconcentration factor in rainbow trout are inversely proportional to aqueous solubility (Reprinted with permission from Chiou, C.T., Freed, V.H., Schmedding, D.W. and Kohnert, R.L., 1977. Partition coefficient and bioaccumulation of selected organic chemicals. Environ. Sci. Technol. 11:475-478. Copyright 1977, American Chemical Society.)

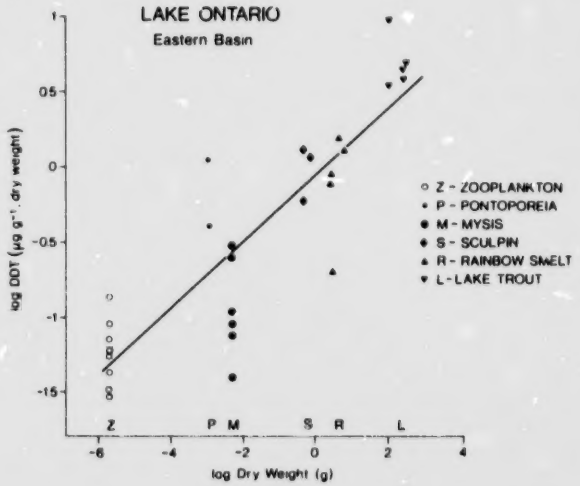


Figure 6. DDT concentration as a function of body size (after Borgmann and Whittle, 1983 ; reprinted with permission from Can. J. Fish. Aquatic Sci.)

SUMMARY

In summarizing present biological concerns about the use of "open water disposal" it is assumed that materials are not lethally toxic to the biota and that dumping will not occur at sites or during periods when important biological events are taking place. Also, to avoid redistribution, disposal of fine materials should not occur in areas of non-deposition or of active erosion by bottom currents.

1. Unless specifically intended to disperse (e.g. beach nourishment), and then only if clean, materials should not be disposed of at depths where bottom sediments will be reworked and redistributed by wave or ice action.

2. Whenever possible, dumped materials should be disposed of at depths where biological productivity is least; i.e. in deep water (typically 100 m in Lake Ontario). If materials have to be "dumped" in intermediate depths, between about 20 and 100 m, the disposal project must be designed to cause minimal impact on the biota of the zone. From a biological point of view, disposal in this zone is considered most undesirable.

3. Dumped materials, except for (1) above, should not be spread over a wide area; they should be concentrated to affect the smallest area of benthic habitat.

4. Materials having some form of contaminant present should not be allowed to disperse during settlement, particularly if they contain quantities of PCBs or similar halogenated organic compounds. If the dump sites are not in areas of naturally high rates of sedimentation, "contaminated" materials should be sealed off by subsequent deposition of an inert or benig cover.

5. Coarse materials can be used to modify bottom sediment micro-relief, and to enhance habitat for some members of the benthic community (e.g. sculpins).

6. No lessening of biological concern should be expected in the future with regard to the impact of toxic contaminants. However, some relaxation of concerns over the presence of macro- and micro-nutrients may take place, especially if biological enhancement appears possible and desirable.

REFERENCES

Alley, W.P. and R.F. Anderson. 1968. Small-scale patterns of spatial distribution of the Lake Michigan macrobenthos. Proc. 11th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 1-10.

Beeton, A.M. 1960. The vertical migration of *Mysis relicta* in Lakes Huron and Michigan. J. Fish. Res. Board Can. 17:517-539.

Bell, J.B. and B.J Dutka. 1972. Microbiological examination of Lake Ontario sediments: I. Distribution of aerobic and anaerobic heterotrophs in several Lake Ontario sediments. Proc. 15th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 1-8.

Borgmann, U. and D.M. Whittle. 1983. Particle size conversion efficiency and contaminant concentrations in Lake Ontario biota. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 328-336.

Bowers, J.A. and N.E. Grossnickle. 1978. The herbivorous habits of *Mysis relicta* in Lake Michigan. Limnol. Oceanogr. 23:767-776.

Bowers, J.A. and G.J. Warren. 1977. Predaceous feeding by *Limnocalanus macrurus* upon *Diaptomus ashlandi*. I. Great Lakes Res. 3:234-236.

Brinkhurst, R.O. and K.E. Chua. 1969. Preliminary investigation of the exploitation of some potential nutritional resources by three sympatric Tubificid Oligochaetes. J. Fish. Res. Board Can. 26: 2659-2668.

Carpenter, G.F., E.L. Mansey and N.H.F. Watson. 1974. Abundance and life history of *Mysis relicta* in the St. Lawrence Great Lakes. J. Fish. Res. Board Can. 31:319-325.

Carter, J.C.H. 1969. Life cycles of *Limnocalanus macrurus* and *Senecella calanoides*, and seasonal abundance and vertical distributions of various planktonic copepods, in Parry Sound, Georgian Bay. J. Fish. Res. Board Can. 26:2543-2560.

Chemex Labs Ltd. 1973. Turbidity monitoring of a dredge plume. Unpublished report on project 13-01-02 for Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario; Chemex Labs, Calgary, Alberta, 8 pp.

Chemex Labs Ltd. 1975. Port Stanley dredging disposal study 1974. Unpublished report on project 26-02-01 for Public Works Canada (Ontario Region), Toronto, Ontario; Chemex Labs, Calgary, Alberta, 92 pp.

Christie, W.J. 1972. Lake Ontario: Effects of exploitation, introductions, and eutrophication on the salmonid community. J. Fish. Res. Board Can. 29:913-929.

Christie, W.J. and N.A. Thomas. 1981. Biology. *In* IFYGL, International Field Year for the Great Lakes. Edited by E.J. Aubert and T.L. Richards. National Oceanic and Atmospheric Administration, Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, Michigan. pp. 327-340.

Clayton, J.R., S.P. Pavlou and N.F. Breitner. 1977. Polychlorinated biphenyls in coastal marine zooplankton: bioaccumulation by equilibrium partitioning. Environ. Sci. Technol. 11. 676-682.

Cooley, R.V. and P.L. McCarty. 1976. Kinetics of microbiological aerobic decomposition of methyl mercury. *In* Environmental Geochemistry, Vol. 2. Edited by J.O. Nriagu. Ann Arbor Science. pp. 451-472.

Dermott, R. 1978. Benthic diversity and substrate-fauna sssociations in Lake Superior. J. Great Lakes Res. 4:505-512.

Elliott, J.M. and L. Persson. 1978. The estimation of daily rates of food consumption for fish. J. Animal Ecol. 47:977-991.

Flint, R.W. 1979. Responses of freshwater benthos to open lake dredged spoils disposal in Lake Erie. J. Great Lakes Res. 5:264-275.

Freitag, R., P. Fung, J.S. Mothersill and G.K. Prouty. 1976. Distribution of benthic macroinvertebrates in Canadian waters of northern Lake Superior. J. Great Lakes Res. 2:177-192.

Gambrell, R.P., C.N. Reddy, V. Collard, G. Green and W.H. Patrick. 1981. Behavior of DDT, Kepone and Permethrin in sediment-water systems under different oxidation-reduction and pH conditions. EPA project summary, EPA 600/SE-81-038. Athens, Georgia, 3 pp.

Gardner, W.S., T.F. Nalepa, D.R. Slavens and G.A. Laird. 1983. Patterns and rates of nitrogen release by benthic Chironomidae and Oligochaeta. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:259-266.

Glooschenko, W.A., W.M.J. Strachan and R.C.J. Sampson. 1976. Distribution of pesticides and polychlorinated biphenyls in water, sediments and seston of the Upper Great Lakes - 1974. Pestic. Monit. J. 10:61-67.

Goldman, J.C., J.J. McCarthy and D.G Peavey. 1979. Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in oceanic waters. Nature, 279:210-251.

Grassle, J.R. and J.P. Grassle. 1974. Opportunistic life histories and genetic systems in marine polychaetes. J. Mar. Res. 32:253-384.

Harding, L.W. and J.H. Phillips. 1978. Polychlorinated biphenyls: transfer from microparticulates to marine phytoplankton and the effects on photosynthesis. Science, 202:1189-1192.

Henson, E.B. 1970. *Pontoporeia affinis* (crustacea, amphipods) in the straits of Mackinac region. Proc. 13th Conf. Great Lakes Res. Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 601-610.

Huckabee, J.W. and R.A. Goldstein. 1975. Transport of mercurials in freshwater food chains. Abstr. Internat. Conf. on Heavy Metals in the Environment, Toronto. C76-C78.

Hurley, D.A. – Diets of selected fish species from the Bay of Quinte, Lake Ontario. Submitted to Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Hutchinson, T.C., J.A. Hellebust, D. Tam, D. Mackay, R.A. Mascarenhas and W.Y. Shiu. 1980. The correlation of the toxicity to algae of hydrocarbons and halogenated hydrocarbons with their physical-chemical properties. *In* Hydrocarbons and Halogenated Hydrocarbons in the Aquatic Environment. Edited by B.K. Afghan and D. Mackay. Environ. Sci. Res. Ser., Plenum Press, New York. pp. 577-586.

Jackson, T.A., J.W. Parks, P.D. Jones, R.N. Woychuk, J.A. Sutton and J.D. Hollinger. 1982. Dissolved and suspended mercury species in the Wabigoon River (Ontario, Canada): seasonal and regional variations. *In* Sediment/Freshwater Interaction. Edited by P.G. Sly. Developments in Hydrobiology Ser., Junk Publ., The Hague, Netherlands. pp. 473-487.

Johnson, M.G. and R.O. Brinkhurst. 1971a. Associations and species diversity in benthic macroinvertebrates of Bay of Quinte and Lake Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 28:1683-1697.

Johnson, M.G. and R.O. Brinkhurst, 1971b. Benthic community metabolism in Bay of Quinte and Lake Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 28:1715-1725.

Johnson, M.G. and D.H. Matheson. 1968 Macroinvertebrate communities of the sediments of Hamilton Bay and adjacent Lake Ontario. Limnol. Oceanogr. 13:99-111.

Kemp, A.L.W. and W.S. Harper. 1976. Sedimentation rates and a sediment budget for Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 2:324-340.

Kibby, H.V. and F.H. Rigler. 1973. Filtering rates of *Limnocalanus*. Verh. Internat. Verein. Limnol. 18:1457-1461.

Kinney, W.L. 1972. The macrobenthos of Lake Ontario. Proc. 15th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 53-79.

Lasenby, D.L. and R.R. Langford. 1973. Feeding and assimilation of *Mysis relicta*. Limnol. Oceanogr. 18:280-285.

McLeese, D.W., C.D. Metcalfe and D.S. Pezzack. 1980. Uptake of PCBs from sediment by *Nereis virens* and *Cragnon septemspinosa*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9:507-518.

Marzolf, G.R. 1965a. Substrate relationships of the burrowing amphipod *Pontoporeia affinis* in Lake Michigan. Ecology, 46:579-592.

Marzolf, G.R. 1965b. Vertical migration of *Pontoporeia affinis* (Amphipoda) in Lake Michigan. Publ. No. 13, Great Lakes Res. Div., University of Michigan, Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 133-140.

Millard, E.S., C.C. Charlton and G.A. Burnison. – PCB Flux in planktonic model ecosystems. (in preparation).

Mozley, S.C. and W.P. Alley. 1973. Distribution of benthic invertebrates in the south end of Lake Michigan. Proc. 16th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 87-96.

Mozley, S.C. and R.P. Howmiller. 1977. Zoobenthos of Lake Michigan. Environmental status of Lake Michigan Region, Vol. 6, Argonne Nat. Lab., ANL/ES report No. 40.

Nalepa, T.F. and N.A. Thomas. 1976. Distribution of macrobenthic species in Lake Ontario in relation to sources of pollution and sediment parameters. J. Great Lakes Res. 2:150-163.

Parker, J.I. 1980. Predation by *Mysis relicta* on *Pontoporeia hoyi*: a food chain link of potential importance in the Great Lakes. J. Great Lakes Res. 6:164-166.

Patalas, K. 1969. Composition and horizontal distribution of crustacean plankton in Lake Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 26:2135-2164.

Pfister, R.M., J.I. Frea, P.R. Dugan, C.I. Randles, K. Zaebst, J. Duchene, T. McNair and R. Kennedy. 1970. Chlorinated hydrocarbon, microparticulate effects on microorganisms isolated from Lake Erie. Proc. 13th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 82-92.

Powers, C.F. and A. Robertson. 1965. Some quantitative aspects of the macrobenthos of Lake Michigan. Publ. No. 13, Great Lakes Res. Div., University of Michigan, Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 153-159.

Reinert, R.E., L.J. Stone and H. L. Bergman. 1974. Dieldrin and DDT: accumulation from water and food by Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) in the laboratory. Proc. 17th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp.52-58.

Report of the International Working Group on the Abatement and Control of Pollution from Dredging Activities. 1975. Prepared for the International Joint Commission and submitted to the Governments of Canada and the United States, Ottawa. pp. 227.

Reynolds, J.B. and G.M. DeGraeve. 1972. Seasonal population characteristics of the opossum shrimp *Mysis relicta* in southeastern Lake Michigan. 1970-71. Proc. 15th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 117-131.

Rigler, F.H. 1972. The Char lake project. A study of energy flow in a high arctic lake. *In* Productivity Problems of Freshwaters. Edited by Kajak and A. Hillbrict-Ilkowska. Polish Scientific Publishers. pp. 287-300.

Robbins, J.A., P.L. McCall, J.B. Fisher and J.R. Krezoski. 1979. Effects of deposit feeders on migration of ^{137}Cs in lake sediments. Earth Planet Sci. Lett. 42:277-287.

Sandilands, R.G. and P.G. Sly. 1977. TROV operations in Georgian Bay, 1976. Unpublished Report, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario. 11 pp.

Scarce, L.E. S.H. Rubenstein and S. Megregian. 1964. Survival of indicator bacteria in receiving waters under various condi-

tions. Publ. No. 11, Great Lakes Res Div., University of Michigan, Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 130-139.

Schuytema, G.S. and R.E. Powers. 1966. The distribution of benthic fauna in Lake Huron. Publ. No. 15, Great Lakes Res. Div., University of Michigan, Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 155-163.

Scott, W.B. and E.J. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. Fish. Res. Board Can. Bull. 184, Ottawa. 966 pp.

Scura, E.D. and C.H. Theilacker. 1977. Transfer of the chlorinated hydrocarbon PCB in a laboratory marine food chain. Marine Biol. 40 317-325.

Skoch, E.J. and C.S. Sikes. 1973. Mercury concentrations in chironomid larvae and sediments from Sandusky Bay of Lake Erie: evidence of seasonal cycling of mercury. Proc. 16th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 183-189.

Sly, P.G. 1975. Statistical evaluations of recent sediment geochemical sampling. IX Internat. Sediment Congr., Nice, Reprint 16 pp.

Sly, P.G. 1977. A report on studies of the effects of dredging and disposal in the Great Lakes with emphasis on Canadian Waters. Scientific Ser. No. 77, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario. 38 pp.

Sly, P.G. 1978. Sedimentary processes in lakes. *In* Lakes, Chemistry, Geology, Physics. Edited by R. Lerman. Springer-Verlag, New York. pp. 65-89.

Sly, P.G. 1983a. Recent sediment stratigraphy and geotechnical characteristics of foreset and bottomset beds of the Niagara Bar. J. Great Lakes Res. 9:224-233.

Sly, P.G. 1983b. Sedimentology and geochemistry of recent sediments off the mouth of the Niagara River, Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 9:134-159.

Sly, P.G., R.L. Thomas and B.R. Pelletier. 1983. Interpretation of moment measures derived from water-lain sediments. Sedimentol. 30: 219-233.

Sweeney, R., R. Foley, C. Merckel and R. Wyeth. 1975. Impacts of the deposition of dredged spoils on Lake Erie sediment quality and associated biota. J. Great Lakes Res. 1:162-170.

Thomann, R. 1977. An analysis of PCBs in Lake Ontario using a trophic length food chain model. Abstr. *In* Quarterly Report of EPA. Duluth Environmental Research Laboratory, Duluth, Minnesota, pp. 10-11.

Thomas, R.L 1974. The distribution and transport of mercury in the sediments of the Laurentian Great Lakes System. Proc. Internat. Conf. Transport of Persistent Chemicals in Aquatic Ecosystems, Ottawa, Canada. pp. I1-I16.

Thommes, M.M., H.F. Lucas and D.N. Edgington. 1972. Mercury concentrations in fish taken from offshore areas of the Great Lakes. Proc. 15th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 192-197.

U.S. Fish and Wildlife Report, 1969. Fish and Wildlife as related to water quality of the Lake Ontario Basin. 128 pp.

Veal, D.M. and D.S. Osmond. 1968. Bottom fauna of the western basin and nearshore Canadian waters of Lake Erie. Proc. 11th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 151-160.

Warwick, W.F. 1978. Man and the Bay of Quinte, Lake Ontario: 2800 years of cultural influence, with special reference to the chironomidae (Diptera), sedimentation and eutrophication. Ph.D. Thesis, University of Manitoba, Winnipeg. 290 pp.

Watson, N.H.F. 1974. Zooplankton of the St. Lawrence Great Lakes—species, composition, distribution and abundance. J. Fish. Res. Board Can. 31:783-794.

Weber, J.B. 1977. Geochemistry of sediment/water interactions of nutrients, pesticides and metals, including observations on availability—Pesticides. *In* The Fluvial transport of Sediment-Associated Nutrients and Contaminants. Edited by H. Shear and A.E.P. Watson. Proc. Workshop sponsored by the International Joint Commission, Kitchener, Ontario. October 1976. pp. 245-253.

Wyman, K.D. and H.B. O'Connors. 1980. Implications of short-term PCB uptake by small estuarine copepods (genus *Acartia*) from PCB-contaminated water, inorganic sediments and phytoplankton. Estuar. Coast. Mar. Sci. 11:121-131.

Environnement Canada
Environment Canada

Considérations scientifiques concernant le rejet du matériel dragué dans les Grands lacs

P.G. Sly

ÉTUDE N° 137, SÉRIE SCIENTIFIQUE

INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
CENTRE CANADIEN DES EAUX INTÉRIEURES
BURLINGTON (ONTARIO) 1984

(Available in English on request)

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1984

Nº de cat. En 36-502/137F

ISBN 0-662-92719-2

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
INTRODUCTION	1
COMMUNAUTÉS BENTHIQUES	3
RÉSEAU ALIMENTAIRE ET SUBSTRATS	4
CYCLES DE VIE ET DISPERSION	7
ASPECTS PHYSIQUES DU REJET DE MATÉRIAUX	7
INTRODUCTIONS D'ESPÈCES	8
EFFETS À COURT TERME DES CONTAMINANTS LIBÉRÉS	10
EFFETS À LONG TERME–EXEMPLE DU MERCURE	10
EFFETS À LONG TERME–EXEMPLES DES PCB ET DU DDT	11
SOMMAIRE	11
RÉFÉRENCES	13

Tableau

1. Données sur les sédiments et l'abondance des organismes pour les groupes principaux et espèces de la faune benthique dans le lac Ontario	2

Illustrations

Figure 1. Résumé des voies du réseau alimentaire montrant certains prédateurs supérieurs	6
Figure 2. Courbes superficie-profondeur du lac Ontario	7
Figure 3. Chabot sur substrat grossier en voie d'être modifié par accumulation de vase récente	8
Figure 4. Comparaison entre zones adjacentes à un site d'immersion de matériaux de dragage, Thunder Bay, lac Supérieur, mai 1975	9
Figure 5. Lipophilité et bioaccumulation	12
Figure 6. Concentration de DDT en fonction de la grosseur du corps	12

Résumé

Les descriptions des communautés, de l'habitat et des cycles biologiques du benthos des Grands lacs ainsi que le cheminement et le comportement biologiques des contaminants véhiculés par les particules sont à l'origine des inquiétudes d'ordre biologique au sujet de l'élimination de matériaux de dragage en eau libre. Sauf dans le cas des matériaux propres utilisés pour la protection ou l'embellissement des rivages, l'élimination devrait se faire en eau profonde, là où la productivité biologique est faible. La superficie des lieux d'immersion devrait être minimale afin de perturber le moins d'habitat benthique possible. Il ne faudrait pas permettre que des matériaux contenant des contaminants biologiquement actifs se dispersent au moment du dépôt, et, si leur immersion a lieu dans des secteurs où la sédimentation est faible, ils devraient être couverts par une couche de matériaux inertes. On suppose que les matériaux ne sont pas mortellement toxiques, qu'ils ne sont pas éliminés pendant ou durant des événements biologiques (c'est-à-dire le frai, la migration, l'éclosion et le stade d'alevin nageur), qu'ils ne seront pas redistribués par les vagues ou les glaces. Il est peu probable que les inquiétudes au sujet des contaminants toxiques s'estompent. La présence d'éléments nutritifs majeurs et mineurs dans les matériaux éliminés peut être l'occasion d'une amélioration écologique, qui exigera des évaluations ponctuelles des stations. Des matériaux grossiers peuvent servir à bonifier certains micro-habitats.

Cette étude ne fait pas l'examen de l'utilité des lignes directrices et des normes que l'on applique actuellement dans le domaine de l'élimination des contaminants. Quoique liées directement aux inquiétudes d'ordre biologique, les concentrations et les formes des contaminants que l'on pourrait trouver dans le secteur de l'élimination en eau libre demeurent des sujets d'un autre ordre.

Abstract

A review of Great Lakes biological data describing benthic communities, habitat and life cycles and a review of the biological pathways and behaviour of particulate associated contaminants provide the basis for stating biological concerns about open water disposal of dredged material. With the exception of clean materials used for shore protection or enhancement, disposal should take place in deep water where biological productivity is least. The area of dump sites should be kept to a minimum, to affect the least amount of benthic habitat. Materials with biologically available contaminants should not be allowed to disperse during settlement, and if dumped in areas of naturally low sediment accumulation, they should be covered by a seal of inert material. It is assumed that the materials are not lethally toxic, that dumping does not occur at/or during biological events (e.g. spawning, migration, hatch and swim-up), and that dumped materials are not subsequently redistributed by wave or ice action. It is unlikely that concern about toxic contaminants will diminish in the future. The presence of macro- and micro-nutrients in disposal materials may present opportunities for ecological enhancement and will require site-specific evaluation. Coarse materials may be used to enhance some forms of microhabitat.

This contribution does not discuss the appropriateness of guidelines and standards which are presently applied to contaminant disposal. Although directly related to the biological concerns, the concentrations and forms of contaminants which may be included in open water disposal are separate topics.

Considérations scientifiques concernant le rejet du matériel dragué dans les Grands lacs

INTRODUCTION

Dans le règlement actuel concernant les Grands lacs, on interprète généralement l'expression «rejet en eau libre» comme signifiant la dispersion de matériel en n'importe quel endroit d'un lac (que ce soit une baie, l'entrée d'un havre ou une petite baie lagunaire) et même, dans certains cas, dans des chenaux de communication entre lacs. Il est toutefois essentiel de distinguer entre ces sites, car les conditions limnologiques influençant les communautés biologiques diffèrent beaucoup entre des environnements peu profonds et des environnements profonds. La distinction peut être fondée sur l'hydraulique environnementale, comme par exemple les conditions frontalières où l'action des vagues de surface cause un remodelage du matériel du lit le plus sensible à l'érosion (sable fin/moyen non consolidé). La variabilité à court terme signifie naturellement que la profondeur où se font sentir les vagues varie beaucoup, et bien que les données sur les champs de vagues puissent être déduites à partir de la direction, de la durée et de la vitesse du vent, les variations de la géométrie de la ligne de rivage et de la morphologie de la zone immergée rendent ces calculs compliqués et incertains. D'autre part, l'intégration des conditions hydrologiques se reflète sur les sédiments du fond (Sly et coll., 1983), et on détermine facilement la distribution des matériaux de la grosseur du sable.

On constate, avec cette approche, que la frontière entre les conditions d'eau profonde et peu profonde se trouve à une profondeur d'environ 20 m dans la majeure portion des Grands lacs. Dans les lacs de plus grande étendue, cependant, tel que le lac Supérieur, on peut trouver des sables fins/moyens récents à des profondeurs beaucoup plus grandes que 20 m, alors que dans les lacs plus petits et dans les baies, la frontière pourra être à une profondeur moindre. Même dans un même lac, la profondeur de la frontière varie notablement par suite de différences de vitesse et de durée du vent dans des directions différentes et de changements de fetch (Sly, 1978).

Dans les régions peu profondes, où la force de cisaillement provoquée par les vagues dépasse la force de cisaillement critique des matériaux du lit, la plus grande partie des matériaux sera refaçonnée et la sélectivité redistribuée; plus grande est l'énergie des vagues et plus rapide est le processus. On peut donc supposer que les matériaux à prédominance de sable auront très peu d'effets à long terme sur les sites receveurs (sablonneux) dans les eaux peu profondes, à cause de leur dispersion rapide. Par contre, dans le cas de matériaux à plus grande cohésion, la persistance sera de plus longue durée à cause d'une force de cisaillement critique élevée. Les moellons de gravier et autres gros blocs de matériaux auront également tendance à être plus stables dans des environnements où l'énergie des vagues est élevée, et on les utilise dans la construction de récifs artificiels ou de structures de protection de la côte.

Les régions profondes, situées au-dessous de l'influence des vagues, peuvent être caractérisées par des conditions ambiantes différentes, bien que moins consistantes. Plusieurs régions d'eau profonde sont situées vers la base de la thermocline estivale et au-dessous de la profondeur d'affouillement par la glace en hiver. Ces régions peuvent être sujettes à l'inclinaison périodique de la thermocline et aux courants de fond, mais en plus elles sont caractérisées par des conditions où la perturbation physique est minimale.

La plupart des contaminants particulaires sont associés aux fractions de la taille du limon et de l'argile. Étant donné que ces matériaux se déplacent, ils s'accumulent éventuellement en eau profonde. C'est pourquoi, dans les discussions qui suivent, nous mettons l'accent sur les biocénoses des régions profondes. Parce que les contaminants sont susceptibles d'être refaçonnés rapidement et qu'ils influent sur le réseau alimentaire de la région côtière hautement productive, on suppose que des contaminants biologiquement accessibles ne seront pas dispersés dans cette région. Aussi, on se débarassera de ces matériaux à un moment et en un endroit où il n'y aura pas de répercussions sur des événements biologiques importants, tels que la migration, la ponte, l'éclosion, les alevins nageurs.

Dans les Grands lacs, la plus grande partie du lit à des profondeurs inférieures à 20 m est lisse et plutôt dépourvue de relief (Sly, 1975). Les sédiments sont formés

Tableau 1. Sédiments et abondance des organismes (n^{bre}/m^2), données pour les groupes principaux et espèces de la faune benthique dans le lac Ontario (modification d'après Nalepa et Thomas, 1976; courtoisie de J. Great Lakes Res.)

	Nombre de stations	Profondeur (m)	Taille des particules (phi)	Taille des particules (μm)	Total des organismes	*Stylodrilus heringianus*	*Limnodrilus hoffmeisteri*	*Tubifex tubifex*	*Potamothrix vejdovski*	Autres oligochètes	Chironomidae totaux	Pélécypodés totaux	Gastropodes totaux	Amphipodes totaux
$\bar{x}$	22	23	3.0	125	11 940*	2660	2800	780	1310	710	140	970	150	2160
É.T.		7.1	1.2		13 650*	3190	6610	2 150	3430	1110	290	1290	390	2740
$\bar{x}$	13	65	4.7	40	7 000	650	600	3 430	0	50	20	110	0	2140
É.T.		19	1.8		12 220	600	1290	11 410	10	80	40	170	0	1660
$\bar{x}$	20	148	6.2	14	1 200	253	50	50	0	0	10	20	0	800
É.T.		35.8	1.5		810	180	60	110	10	10	10	60	0	630

*Révision par T.F. Nalepa, novembre 1983.

de fines vases sableuses et de limon-argile, qui deviennent progressivement plus fines à mesure qu'augmente la profondeur. Les taux d'accumulation diminuent généralement à mesure qu'on s'éloigne du rivage et, dans les Grands lacs, sont compris entre un maximum de plus de 2 à 3 mm/an et un minimum de moins de 0.2 mm (Kemp et Harper, 1976; Sly, 1983a). Les sites d'immersion en eau profonde peuvent être choisis au large du plateau, sur le talus ou dans les profondeurs des lacs, où de faibles variations des conditions de l'habitat peuvent causer d'importants changements de composition des communautés biologiques. Si les caractéristiques physiques et chimiques de l'environnement du large sont maintenant assez bien connues et peuvent être quantifiées, il n'en est pas de même des associations au sein des communautés biologiques : elles sont très mal comprises et ne peuvent, pour la plupart, être quantifiées avec certitude.

L'immersion du matériel au large peut avoir bien des répercussions de types différents, susceptibles d'être soit préjudiciables, soit utiles à l'environnement. Parmi les effets directs, on note la suffocation et les altérations du fond, et l'introduction de biocénoses et de contaminants. L'ampleur de ces effets dépendra de la mobilité des populations naturelles dans les «zones cibles», les cycles de vie de la communauté, les voies biologiques et la durée de l'exposition aux matériaux immergés. Dans l'analyse qui suit des répercussions du rejet du matériel en eau libre, les données sur les communautés biologiques ont été largement tirées d'exemples du lac Ontario, alors que les données supplémentaires proviennent en grande partie du lac Érié.

COMMUNAUTÉS BENTHIQUES

Nalepa et Thomas (1976) ont échantillonné le benthos du lac Ontario à l'aide d'une benne Ponar, et ceci leur a permis de distinguer trois grandes subdivisions dans le lac, sur la base de 55 stations d'échantillonnage. Le benthos d'eau peu profonde est réparti d'une profondeur d'échantillonnage minimale de 7 m à un maximum d'environ 35 m; un benthos de profondeur intermédiaire se trouve entre 40 m et 90 m, et enfin le benthos d'eau profonde est limité aux zones dépassant 95 m. Ces intervalles ne sont pas rigides et, comme le font remarquer les auteurs, le benthos d'eau peu profonde s'étend davantage en profondeur le long de la côte nord du lac, là où le lit est soumis à une forte action due à la circulation des courants et au mouvement des vagues. Les gammes de profondeurs de Nalepa et Thomas (1976) se comparent favorablement à celles mentionnées par Kinney (1972) et à celles de Sly (1983b et données non publiées). On trouvera au tableau 1 un résumé des principaux groupes et espèces qui constituent la faune benthique du lac Ontario, et la densité des organismes (n^{bre}/m^2) est donnée sous forme de moyennes arrondies et d'écarts types (é. t.), d'après Nalepa et Thomas (1976). Il n'existe pas, naturellement, de structures de communautés exactement semblables dans tous les Grands lacs, mais on peut considérer les groupements du lac Ontario comme étant caractéristiques de l'ensemble des lacs (Dermott, 1978; Freitag et coll., 1976; Mozley et Alley, 1973; Powers et Robertson, 1965; Schuytema et Powers, 1966; Veal et Osmond, 1968).

Les communautés benthiques d'eau peu profonde sont caractérisées par une forte densité et un grand nombre d'organismes. Les échantillons de profondeur intermédiaire se distinguent par l'absence de certaines espèces d'oligochètes et aussi de gastéropodes. À quelques exceptions près, les nombres d'organismes individuels sont substantiellement inférieurs à ceux rencontrés en eau peu profonde. La plupart des sites d'eau profonde sont dépourvus et de pélécypodes et de gastéropodes, possèdent peu de chironomides et on y observe un glissement de dominance de l'oligochète *Tubifex tubifex* à *Stylodrilus heringianus*. Les densités moyennes par échantillon du nombre total d'organismes diminuent de 11 940/m^2 en eau peu profonde à 7000/m^2 aux profondeurs intermédiaires et à 1200/m^2 dans les communautés d'eau profonde. Les amphipodes sont représentés par deux espèces, *Gammarus fasciatus*, une forme qui vit en eau peu profonde (Johnson et Brinkhurst, 1971a), et *Pontoporeia affinis* que l'on trouve par tout le bassin et à toutes les profondeurs. *Pontoporeia affinis* est un membre dominant de la communauté benthique et représente 22 %, 61 % et 58 % de tous les organismes des sites d'eau peu profonde, de profondeur intermédiaire et d'eau profonde (Nalepa et Thomas, 1976). Selon les observations de l'auteur, les isopodes ne se rencontrent qu'en eau peu profonde, aucun n'ayant été trouvé à des profondeurs dépassant 35 m.

Le zooplancton des Grands lacs comprend au moins 30 espèces de crustacés (Patalas, 1969; Watson, 1974), le plus gros étant le mysidacé *Mysis relicta* (Beeton, 1960; Carpenter et coll., 1974); cette espèce, également considérée comme faisant partie du macrobenthos, est une forme migratrice qui passe la plus grande partie des heures de clarté sur le fond ou légèrement au-dessus et les heures de noirceur en eau moins profonde (mais ordinairement pas à une profondeur inférieure à 20 m) dans la colonne d'eau. Le jour, les densités maximales se trouvent à des profondeurs de 125 m à 200 m; dans le lac Ontario, le pic d'abondance (moyenne de l'échantillonnage d'août à 30 sites [Carpenter et coll., 1974]) était de 113/m^2, et les concentrations étaient limitées aux parties centrales du lac. Le copépode *Limnocalanus macrurus*, beaucoup plus petit, est également migrateur et caractéristique des eaux profondes dans les Grands lacs (Watson, 1974); il passe les

premières phases de son cycle de vie dans les sédiments du fond (Carter, 1969). Il en est de même de *Senecella calanoides*, qui passe une partie de son cycle de vie dans les sédiments du fond, mais ce copépode diffère de *L. macrurus* en ceci qu'il préfère toujours un habitat froid à une profondeur moyenne (60 m ou plus), où il ne montre qu'un faible comportement migratoire (Carter, 1969). Les eaux côtières peu profondes sont caractérisées par la présence d'abondantes faunes de cladocères (Watson, 1974).

Dans les Grands lacs, les chabots sont considérés comme étant les membres dominants de la communauté ichtyologique benthique, et plusieurs espèces telles que la lotte, le grand corégone, le ménomini rond, le touladi, le gaspareau, l'éperlan arc-en-ciel, le cisco de lac, le cisco de fumage, sont indirectement associés à l'habitat benthique, surtout à cause de leurs moeurs alimentaires. Le chabot des profondeurs (*Myoxocephalus quadricornis*) habite des profondeurs de 45 m à 180 m, le maximum d'abondance étant entre 75 m et 105 m dans les lacs supérieurs (Scott et Crossman, 1973), mais on croit que l'espèce est maintenant disparue du lac Ontario (Christie, 1972). Le chabot visqueux (*Cottus cognatus*) est largement répandu dans tous les Grands lacs et se rencontre typiquement à des profondeurs variant de 6 m à 90 m, avec un maximum d'abondance entre 35 m et 75 m. Le chabot tacheté (*C. bairdi*) est plus typique des conditions d'eau peu profonde : il s'y tient dans des îlots de débris de moellons, dans des régions de vase sableuse. Le chabot à tête plate (*C. ricei*) fréquente des profondeurs intermédiaires entre celles du chabot visqueux et du chabot de profondeur. Cette espèce est peu connue et n'a pas été signalée dans le lac Ontario (Scott et Crossman, 1973).

RÉSEAU ALIMENTAIRE ET SUBSTRATS

Plusieurs membres de la communauté benthique sont détritivores, et on a de bonnes preuves que les bactéries constituent une voie très importante par laquelle les matériaux organiques persistants, tels que cellulose, lignine et chitine, deviennent accessibles à cette faune. Le type de faune est étroitement lié à la grosseur des particules, au matériel organique et à l'oxygène présent, mais les bactéries aérobies semblent jouer un rôle particulièrement important (Bell et Dutka, 1972; Johnson et Matheson, 1968; Marzolf, 1965a).

Les espèces dominantes d'oligochètes sont des détritivores fouisseurs. *Stylodrilus heringianus* est la forme la plus largement répandue, et cette espèce est généralement considérée comme indicatrice de conditions oligotrophes; *Tubifex tubifex* est à la fois une forme oligotrophe et tolérante à la pollution; *Limnodrilus hoffmeisteri* préfère des sédiments organiquement enrichis; et enfin *Potamothrix vejdroski* montre une préférence marquée pour des sédiments grossiers (dépôts vaseux de résidus de gravier et cailloux) à haute teneur en matière organique (Nalepa et Thomas, 1976). Bien que plusieurs de ces vers puissent être considérés comme des mangeurs non spécialisés, les travaux de Brinkhurst et Chua (1969) donnent à penser que différentes espèces utilisent par des moyens différents les ressources nutritives des sédiments. Dans les vases du havre de Toronto, par exemple, on a constaté que *Peloscolex multisetosus* pouvait utiliser les acides aminés de la solution, en l'absence de bactéries dans le tractus digestif, alors que ni *T. tubifex* ni *L. hoffmeisteri* n'en étaient capables. Typiquement, les oligochètes ingèrent des matériaux «âgés» à une profondeur de 2 à 5 cm sous la surface du sédiment (Gardner et coll., 1983), et il y a corrélation positive entre la densité des populations et l'épaisseur des couches de détritus (Alley et Anderson, 1968), mais ceci n'est peut-être pas caractéristique de toutes les formes.

Parmi les Chironomidae se trouvent à la fois des détritivores et des prédateurs. La plupart des espèces détritivores se nourrissent de matières en suspension ou récemment déposées, à proximité de l'interface sédiment/eau (Gardner et coll., 1983), et le rapport moyen de produits d'excrétion est identique à celui de la biomasse phytoplanctonique mentionné par Goldman et coll. (1979). *Chironomus* sp. est un détritivore, typique des régions d'accumulation de sédiments allant de faible à modérée; *Heterotrissocladius* sp. peut tolérer des taux d'accumulation légèrement plus élevés; et *Micropsectra* sp. est typique des régions à taux de sédimentation élevés. *Procladius* sp., cependant, est une espèce prédatrice (Warwick, 1978) et se nourrit typiquement d'autres espèces de chironomides montant, ou obligées de monter, à la surface du sédiment à cause de taux d'accumulation excessivement élevés.

Pontoporeia affinis est l'amphipode dominant dont l'habitat préféré est un sédiment de sable fin-limon grossier (Henson, 1970), mais on le trouve dans la plupart des sédiments plus fins que 1.0 la taille de phi (0.5 mm), comme l'a noté Marzolf (1965a,b). C'est un détritivore fouisseur de faible profondeur, typique de conditions d'interface bien oxygénées. Il montre une préférence pour les sédiments riches en bactéries, sans trop d'égard à leur teneur en matière organique (Marzolf, 1965a,b; Mozley et Howmiller, 1977). On en déduit que *Pontoporeia affinis* n'utilise que cette portion des débris organiques accessibles qui est activement dégradée par les bactéries etc, à cause des conditions d'oxygène requises par cet amphipode, les populations bactériennes sont caractérisées par des rapports aérobie:anaérobie élevés.

On avait cru tout d'abord que *Mysis relicta* était à la fois un herbivore brouteur, profitant du maximum phytoplanctonique estival des profondeurs, et un carnivore se nourrissant de zooplanctontes plus petits la nuit (Bowers et Grossnickle, 1978; Lasenby et Langford, 1973). On a également cru qu'il était un détritivore pendant les périodes de rareté du plancton. Plus récemment, cependant, Parker (1980) a démontré qu'une bonne proportion de l'ingestion de nourriture par *Mysis relicta* pouvait provenir de la prédation sur *Pontoporeia affinis* et que, à cause de l'ampleur des populations de mysidacés, ceci pourrait signifier que l'espèce est une voie supplémentaire importante de transfert de carbone organique benthique aux poissons. Dans les premiers stades de leurs cycles de vie, d'autres zooplanctontes de petite taille (p. ex., *Limnocalanus macrurus* et *Senecella calanoides*) sont également associés à un habitat benthique, mais on connaît très peu leurs moeurs alimentaires. La plupart des formes adultes sont considérées comme étant des filtreurs (Kibby at Rigler, 1973; Rigler, 1972), mais de récentes observations (Bowers et Warren, 1977) ont démontré que *L. macrurus* pourrait être un carnivore. Il est donc possible qu'il existe d'autres voies entre le réservoir de carbone organique benthique et les poissons, en plus du transfert direct à partir de *Pontoporeia affinis* et du transfert indirect par l'intermédiaire de *Mysis relicta*.

Les pélécypodes dulçaquicoles sont des filtreurs et, pour les formes non sessiles, les caractéristiques du substrat de support (faible teneur en argile) sont particulièrement importantes (Johnson et Matheson, 1968). Les gastéropodes sont en grande partie des détritivores, utilisant les débris végétaux à la surface du sédiment.

Le régime alimentaire des poissons est ordinairement déterminé à l'aide d'analyse des contenus stomacaux. Le résumé suivant est fondé en grande partie sur les énoncés de Scott et Crossman (1973).

Chabot tacheté Chabot visqueux	Gamme étendue d'invertébrés benthiques (incluant éphémères, phryganes, perles et larves de libellules, larves de diptères, oligochètes et amphipodes) et débris organiques
Chabot des profondeurs	Amphipodes, mysides, copépodes (surtout *Limnocalanus*) et larves de chironomides
Lotte	Oeufs, jeunes ciscos, perchaudes, gaspareaux, éperlans arc-en-ciel, chabots et mysides
Grand corégone et ménomini rond	Larves et imagos de chironomides, amphipodes, isopodes, gastéropodes, pélécypodes, ostracodes et crustacés planctoniques
Touladi	Jeunes corégones, ciscos, éperlans arc-en-ciel, perchaudes, gaspareaux, chabots, mysides, amphipodes et autres crustacés, et éponges d'eau douce
Gaspareau	En grande partie zooplanctivore (copépodes, cladocères et ostracodes), mais aussi mysides et amphipodes
Éperlan arc-en-ciel	Omnivore, y compris jeunes lottes, grands corégones et touladis, chabots, mysides, amphipodes, larves de chironomides et oligochètes
Cisco de lac et cisco de fumage	Mysides, amphipodes et plancton

La figure 1 résume les voies du réseau alimentaire vers les prédateurs supérieurs alors que la structure de ce réseau dans la zone de profondeur intermédiaire se partage les voies des environnements d'eau peu profonde et d'eau profonde. Bien qu'on ne possède que très peu de données démontrant que les oligochètes font partie du régime alimentaire des chabots et autres prédateurs benthiques intermédiaires, on a signalé ces vers chez l'éperlan arc-en-ciel (Hurley, en préparation; Scott et Crossman, 1973) et le chabot (Godkin, en préparation). Il n'y a pas lieu de croire que cette source de nourriture demeure entièrement inutilisée, et on suppose que les poissons mangent des oligochètes quand ces derniers sont accessibles à la surface du sédiment (leur désintégration après ingestion est assez rapide et les soies sont difficiles à identifier).

Bien que nous n'ayons pas de données permettant de quantifier le transport dans les systèmes benthiques et pélagiques dans le lac Ontario (Christie, 1972), la productivité benthique est généralement plus faible et le renouvellement des nutriments est plus lent que la productivité pélagique. À la lumière des données sur la distribution faunique (Nalepa et Thomas, 1976) et de ce que l'on connaît du réseau alimentaire dans le lac Ontario (Christie et Thomas, 1981), il est évident que la productivité biologique demeure à un niveau élevé à des profondeurs beaucoup plus grandes que celles auxquelles se fait sentir l'action des vagues de surface. Les plus bas niveaux de productivité dans le lac Ontario se trouvent à des profondeurs dépassant 100 m (couvrant une superficie d'environ 45 % du lac entier).

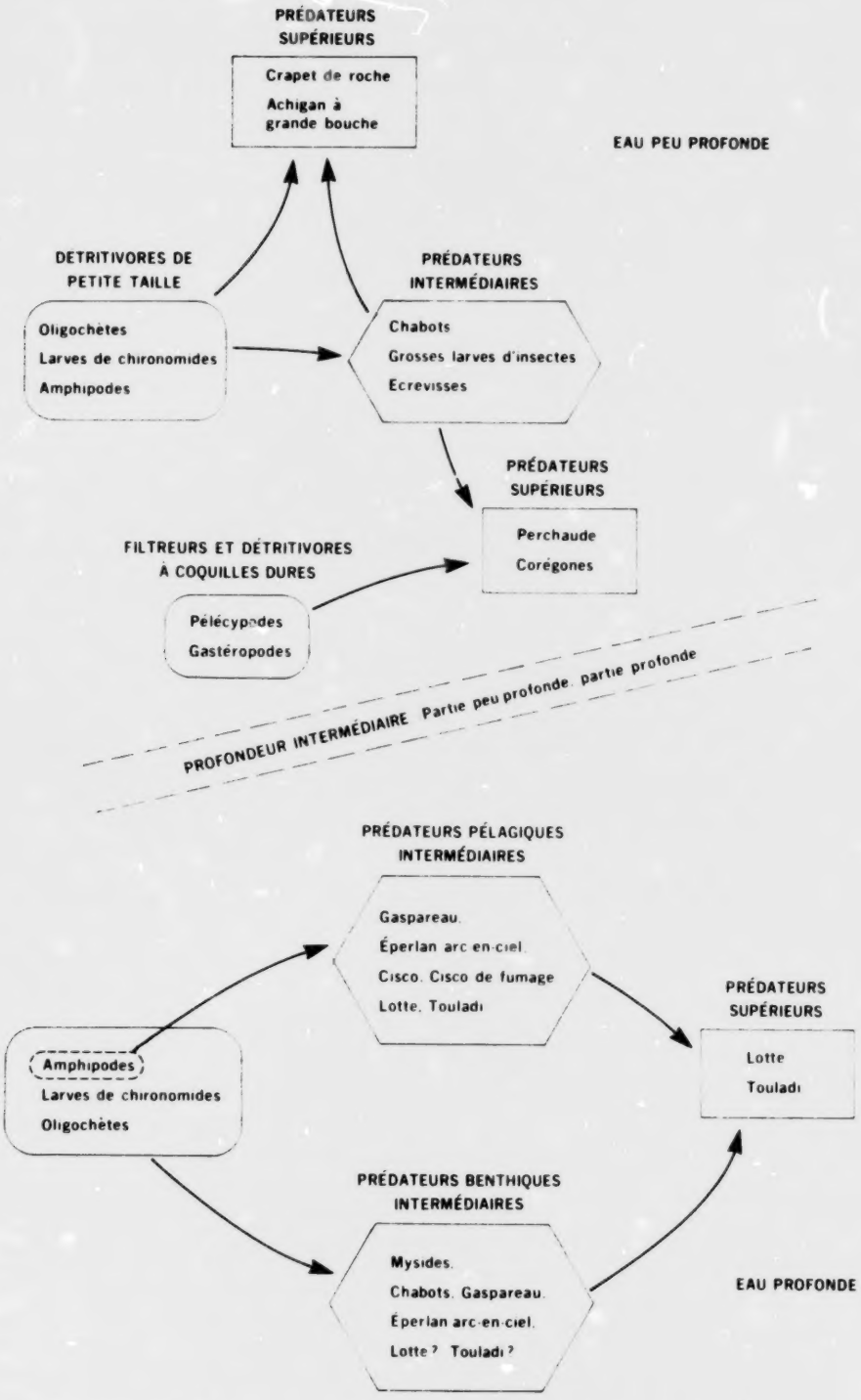


Figure 1. Résumé des voies du réseau alimentaire montrant, comme exemple, les prédateurs supérieurs (noter que les associations du réseau alimentaire non benthique de prédateurs intermédiaires et supérieurs sont omises). Les amphipodes constituent la principale source de nourriture des prédateurs intermédiaires en eau profonde.

CYCLES DE VIE ET DISPERSION

Les oligochètes sont des membres permanents de la communauté benthique qui, grâce à leur processus reproducteur, peuvent élargir rapidement les colonies existantes, mais qui ont un taux de dispersion relativement faible. Bien que les mollusques à coquilles soient également des membres permanents du benthos, les stades pélagiques ou parasites, ou les deux, leur permettent de se disperser, ce qui, autrement, serait impossible, même pour les formes non sessiles. La durée de vie des grandes espèces à coquilles s'étend sur plusieurs années. Les chironomides, cependant, n'habitent les sédiments du fond que durant le stade larvaire. Ces organismes sont redistribués en grande partie à la suite de la dispersion durant le premier stade adulte.

Pontoporeia affinis semble passer par une phase migratoire (Marzolf, 1965b) qui peut être associée aux processus reproducteurs, et on suppose que cette espèce peut se disperser assez rapidement, mais passivement, vers des régions où l'habitat est approprié. *Mysis relicta* (Reynolds et DeGraeve, 1972) a une durée de vie de 1 à 2 ans et, par suite des effets à la fois d'une migration nycthémérale (Beeton, 1960; Carpenter et coll., 1974) et du mouvement de l'eau à grande échelle, cette espèce semble également capable d'une dispersion rapide (transport passif).

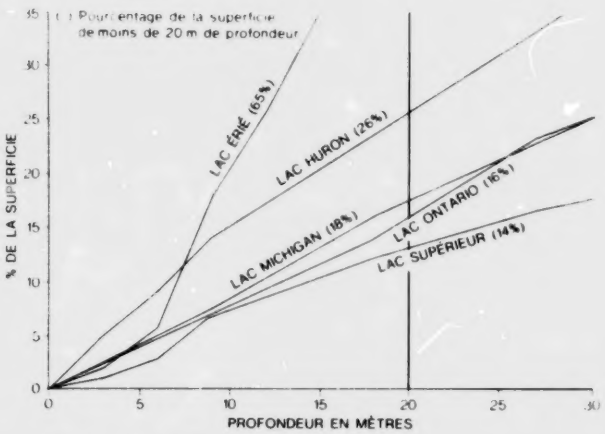
Les chabots ont une durée de vie de 5 à 6 ans et atteignent la maturité à l'âge de 2 ans environ. La plupart des chabots de profondeur émigrent vers des régions peu profondes au moment de la ponte, et les chabots visqueux, qui retournent à leur habitat à proximité de la côte, défendent ordinairement un territoire. On ignore si les chabots tachetés et les chabots de profondeur ont un comportement identique dans les eaux du large, mais cela est probable. Les moeurs migratoires des chabots en voie de reproduction assurent un taux de dispersion élevé.

ASPECTS PHYSIQUES DU REJET DE MATÉRIAUX

Les effets physiques du rejet de matériaux dans les eaux de lacs inquiètent à un triple point de vue : l'effet des particules en suspension dans l'eau, l'effet de suffocation au fond et la modification de la proportion des grosseurs de particules et de la forme du substrat recevant ces matériaux.

Les observations sur les panaches de rejet dans les Grands lacs se sont limitées à des profondeurs d'eau de 20 m ou moins, mais il est évident que les concentrations naturelles de particules en suspension se rétablissent, typiquement, en moins de quelques heures (Chemex, 1973); il est aussi évident, quand on songe aux périodes de concentrations de sédiments en suspension naturellement élevées dans la colonne d'eau (tempêtes et ruissellement printanier), que les panaches de rejet sont relativement insignifiants. C'est pourquoi, bien que l'on reconnaisse que de fortes concentrations de matières particulaires puissent nuire au plancton et aux poissons (*Report of the International Working Group on the Abatement and Control of Pollution from Dredging Activities, 1975*), il est clair que la superficie limitée (ordinairement quelques milliers de mètres carrés) par rapport à la superficie de l'eau libre du lac (fig. 2) et le caractère transitoire de l'événement, la répercussion sur les biocénoses est minimale. Cette évaluation peut toutefois être fausse dans le cas de zones limitées, près du rivage, si les matériaux sont rejetés à débit continu ou presque continu, ou si le rejet coïncide avec un événement biologique particulier ou délicat.

Étant donné que la perturbation naturelle est la plus intense dans les 2 à 5 cm supérieurs du sédiment dans les Grands lacs (Robbins et coll., 1979) et que la mobilité de la faune benthique ne leur permet pas, souvent, de pénétrer dans plus de quelques centimètres de matériaux supplémentaires, le sédiment immergé suffoque la plus grande partie des biocénoses existantes aux sites de rejet. C'est ce qu'ont démontré des études menées dans l'ouest du lac Érié par Flint (1979) et Sweeney et coll. (1975). On a également constaté qu'un changement résultant de l'immersion de sédiments (à une profondeur d'environ



Superficie du lac (km^2)	
Supérieur	82 000
Huron–Baie Georgienne	60 000
Michigan	58 000
Érié	26 000
Ontario	19 000

Figure 2. Courbes superficie-profondeur du lac Ontario (extrait, avec modifications, de U.S. Fish and Wildlife Service Report, 1969).

20 m) était clairement discernable pendant au moins 5 ans après le rejet (Sweeney et coll., 1975). Dans l'étude de Flint (1979), les effets du rejet de sédiments fluviaux grossiers ont semblé moins durables que ceux du rejet d'une boue vaseuse de havre, mais, par contre, les populations d'isopodes et de quelques nématodes, pélécypodes et gastéropodes ont été réduites. L'effet de la suffocation peut donc produire un changement à long terme de l'environnement benthique, mais, quand on considère la superficie totale des profondeurs des Grands lacs (fig. 2), les sites d'immersion (quelques kilomètres carrés) ne causent que peu de changement dans l'environnement de l'eau libre des lacs entiers. Le changement est direct sur une base locale, mais il est possible aussi qu'un site de rejet ait un effet sur l'habitat environnant, par le biais d'une forme quelconque de modification indirecte. Les effets de la suffocation nous font réaliser le besoin de tenir sérieusement compte des sites dans cet aspect de l'évaluation biologique.

L'étude de Flint (1979) a démontré que les changements de l'environnement sédimentaire, résultant du rejet de matériaux, favorisaient les espèces opportunistes; on a observé la même chose dans l'environnement marin (Grassle et Grassle, 1974). Cependant, il n'y a pas eu d'études dans le but spécifique de connaître les effets, sur les biocénoses, de changements locaux de la composition par grosseur de particules causés par l'immersion en eau libre. Quand la source de matériaux est formée des particules de la grosseur de la vase identiques à celles du site récepteur (ou légèrement plus fines), il est probable que les biocénoses transposées persisteront. Si, par ailleurs, les matériaux rejetés sont beaucoup plus grossiers que ceux du site récepteur, il est peu probable que les communautés de la source puissent persister sans changement. Afin d'évaluer des modifications probables, on peut chercher ailleurs, pour comparaison, des dépôts relictuels généralement semblables, où des matériaux grossiers sont lentement recouverts d'une accumulation de boues fines; la figure 3 montre un tel habitat, dans la baie Georgienne, qui semble particulièrement attrayant pour les chabots (Sandilands et Sly, 1977). Les biocénoses associées aux récifs artificiels et aux substrats de ponte sont généralement représentatives d'environnements lacustres de haute énergie, et ne sont pas comparables aux communautés des substrats grossiers modifiés de profondeur intermédiaire ou grande de l'eau libre.

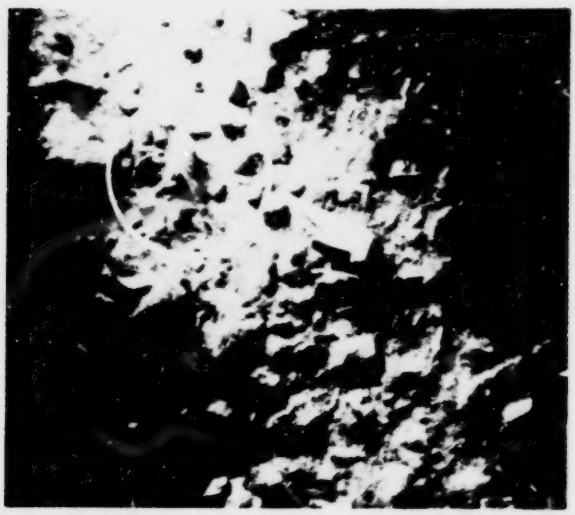


Figure 3. Chabot sur substrat grossier en voie d'être modifié par accumulation de vase récente (d'après Sandilands et Sly, 1977).

INTRODUCTIONS D'ESPÈCES

En plus de la suppression ou de l'élimination d'une faune benthique préexistante à la suite du rejet de matériaux, l'étude de Flint (1979) a démontré que nombre d'espèces supplémentaires d'oligochètes étaient introduites aux sites de rejet, dont des membres du genre *Limnodrilus* et des *Tubifex tubifex*. Ces espèces, cependant, ne se sont pas dispersées pour coloniser des régions avoisinant le site de dispersion. *Limnodrilus hoffmeisteri* était présent avant le rejet de matériaux, mais il devint beaucoup plus abondant par la suite. On croit que ceci est dû à l'introduction de formes matures, à reproduction opportuniste, et à l'introduction de plusieurs formes immatures du genre *Limnodrilus*.

Le rejet de sédiments dragués provenant de régions portuaires peut également introduire d'importantes populations de bactéries aux sites de rejet. Se fondant en grande partie sur des données expérimentales, Scarce et coll. (1964) ont conclu que des streptococcus pouvaient persister pendant plusieurs jours dans un milieu où la qualité de l'eau avait été améliorée, et que le nombre de bactéries coliformes pouvait en fait augmenter initialement, avant de commencer à s'éteindre.

Aux températures de 5°C ou moins, alors que la prédation par les protozoaires serait minimale, les bactéries pourraient probablement survivre beaucoup plus longtemps qu'aux températures optimales des prédateurs, 10 à 28°C. Le fait que la dispersion des bases portuaires n'a pas réduit les populations locales de *Gammarus fasciatus* (Flint, 1979) est une bonne indication que ces organismes ont pu utiliser immédiatement, directement ou indirectement, le contenu du matériel rejeté. Dans des conditions favorables, un matériel récemment immergé peut donc attirer des

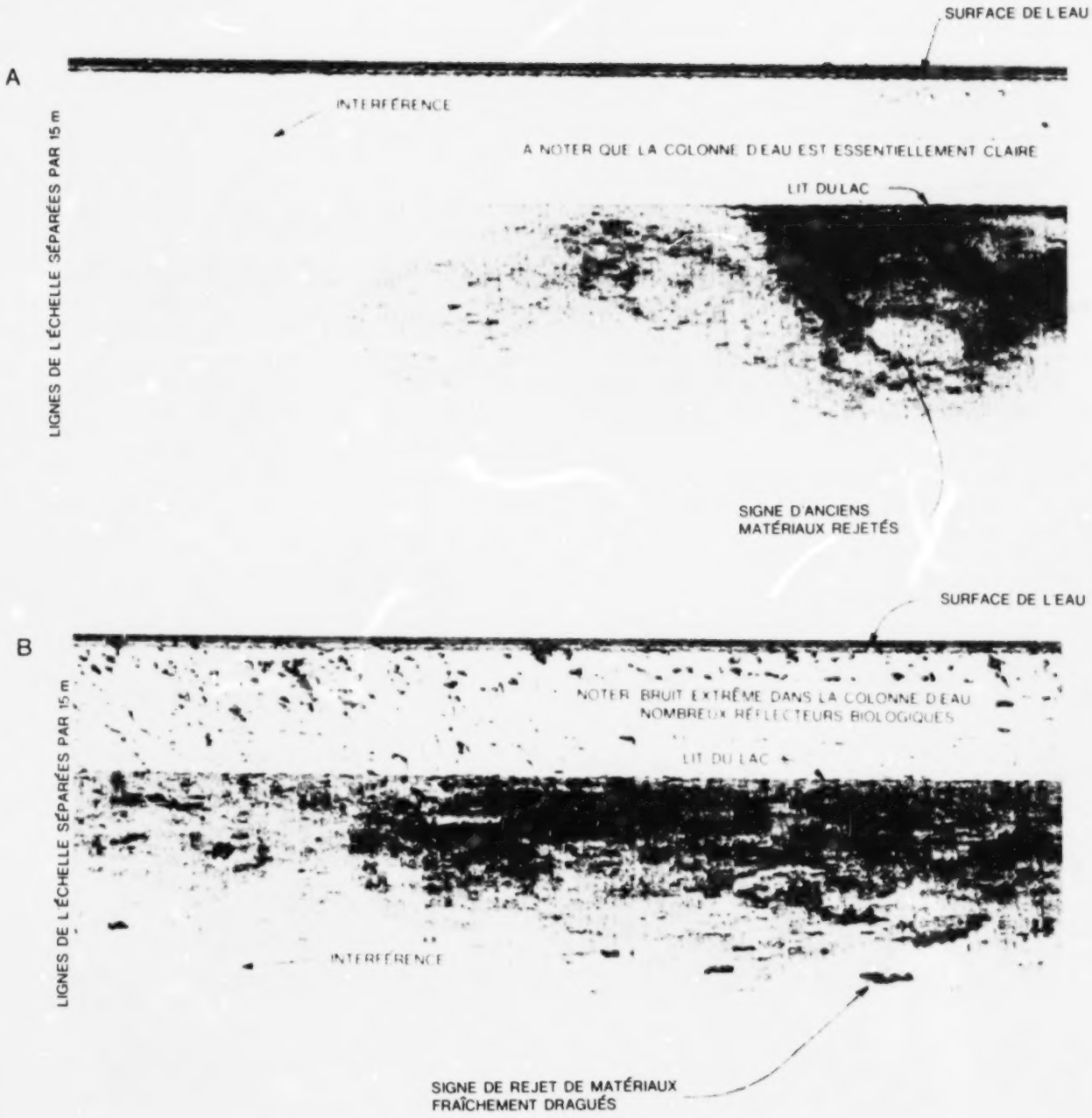


Figure 4. Comparaison entre zones adjacentes à un site d'immersion de matériaux de dragage, Thunder Bay, lac Supérieur, mai 1975 (d'après *Report of the International Working Group on the Abatement and Control of Pollution from Dredging Activities, 1975*).

Enregistrements comparatifs de sonar à balayage latéral de tribord de zones de sédiments identiques. (A) Lit du lac dans une région où il y eut rejets périodiques, mais non en 1974. (B) Lit du lac dans une région où il y eut rejet dans la dernière année.

prédateurs plus élevés qui, à leur tour, profiteront des concentrations d'amphipodes qui se nourrissent; ceci peut expliquer le rassemblement de poissons aux sites de rejet de Thunder Bay indiqué à la figure 4. Le processus de dragage et de rejet des matériaux est la cause d'une transposition au hasard d'un grand nombre d'organismes, d'un environnement à un autre; plusieurs meurent des suites du changement, mais il n'en reste pas moins que la dispersion de formes parasitaires est toujours possible. On n'est toutefois pas sûr de l'importance de ce phénomène.

EFFETS À COURT TERME DES CONTAMINANTS LIBÉRÉS

Au cours des opérations de dragage et de rejet, les sédiments sont dérangés et souvent partiellement désagrégés. Comme résultat, quand ces matériaux sont immergés dans la colonne d'eau, une partie de l'eau interstitielle est mise en liberté au cours de la descente, et ce processus peut se poursuivre pendant quelques jours, alors qu'ont lieu l'ajustement de charge et la reconsolidation du sédiment sur le lit du lac. Les observations de Chemex (1975) dans le lac Érié tendent à corroborer cette hypothèse et démontrent qu'après rejet dans la colonne d'eau, les phosphates totaux et solubles ont augmenté (les phosphates totaux diminuèrent, passant de 170 $\mu g/L^{-1}$ suivant immédiatement l'immersion à moins de 100 $\mu g/L^{-1}$, sur une période d'environ une semaine, mais les phosphates solubles augmentèrent, passant d'environ 20 $\mu g/L^{-1}$ à plus de 50 $\mu g/L^{-1}$, pendant la même période). Le fer et le manganèse sont tous deux fréquemment libérés des sédiments au moment du rejet (Sly, 1977), et leur comportement est réglé de façon bien définie par potentiel pH/redox; on a également constaté que Zn et autres métaux lourds augmentaient dans les eaux recouvrant les sédiments rejetés, probablement pour les mêmes raisons.

Ces observations confirment l'hypothèse qu'une mise en liberté de contaminants à court terme, faibles mais mesurables, peut se produire avec le matériel rejeté, et il est évident que, au moins sur une base locale, les macro et micronutriments ainsi que les contaminants persistants peuvent avoir des répercussions, en particulier, sur le microplancton. Ces effets seraient plus prononcés dans des eaux abritées peu profondes, à cause de la productivité relativement forte des zones côtières.

EFFETS À LONG TERME—EXEMPLE DU MERCURE

Bien que l'assimilation des contaminants dans les poissons suive plus d'une voie, la présence de ces substances dans la nourriture ingérée est souvent le facteur le plus important et, comme le démontre la figure 1, un grand nombre de prédateurs intermédiaires et supérieurs tirent leur nourriture de structures du réseau alimentaire qui incluent l'ingestion d'organismes benthiques. La proportion du régime alimentaire résultant d'une alimentation benthique varie selon l'espèce, le stade de développement, l'endroit et le temps, et il est pour cela difficile de l'estimer (Elliott et Persson, 1978). Les biocénoses sédimentaires, comme le mentionnent Johnson et Brinkhurst (1971b) sont représentées par au moins quatre niveaux trophiques : les bactéries chimiosynthétiques sont responsables de la production primaire, à une certaine profondeur dans le sédiment, les oligochètes et chironomides détritivores constituent le principal groupe de saprophytes, et il y a au moins deux niveaux d'organismes consommateurs, tels que chironomides et amphipodes carnivores. Pour cette raison, plus une population de poissons dépend d'un régime alimentaire benthique et plus rapidement elle reflétera l'absorption de contaminants des sédiments du fond. C'est ce qui semble découler du travail de Thommes et coll. (1972), qui ont démontré que les niveaux de mercure les plus élevés (poids humide) se trouvent dans les chabots et les épinoches (mangeurs benthiques en eau peu profonde), alors que les niveaux les plus faibles se rencontrent chez les planctivores.

Jackson et coll. (1982), dans leurs études du réseau de la rivière Wabigoon, ont démontré que les sites fixateurs différencient entre les diverses formes de mercure, et que les concentrations de mercure-méthyle dissous varient selon les saisons. La production de mercure-méthyle n'est pas liée aux concentrations de mercure total, mais plutôt à l'activité bactérienne (Cooley et McCarty, 1976). Les travaux de Skoch et Sikes (1973) semblent corroborer cette observation. Ces auteurs suggèrent en effet qu'il y a une relation entre la présence de bactéries méthylantes dans les sédiments du lac Érié et la quantité de mercure absorbée par les chironomides. Leurs données démontrent que la différence de concentrations de mercure représente une absorption de ce métal, dépendant du temps, du milieu ambiant (eau interstitielle), plutôt qu'une absorption à partir du matériel ingéré. Comme la rétention du mercure-méthyle par les tissus (Huckabee et Goldstein, 1975) semble durer plus longtemps que dans le cas des formes inorganiques présentes dans la nourriture, il est évident que, aussi longtemps qu'il y aura du mercure dans les sédiments, son incorporation dans les poissons prédateurs supérieurs sera largement influencée par le taux d'activité bactérienne et les moeurs alimentaires des prédateurs intermédiaires. Pour que les sédiments contaminés soient une source significative d'accumulation de mercure-méthyle chez les poissons, le mécanisme de transfert doit avoir agi depuis un certain temps; cependant, les taux de transfert saisonnier montreront une grande variation, le taux

maximal se produisant durant la période printemps-été. On peut soutenir que les concentrations de mercure-méthyle chez les poissons ne sont pas reliées à des teneurs accrues de mercure total dans les sédiments des Grands lacs. Cependant, étant donné que le mercure est largement répandu dans les sédiments de ces lacs (Thomas, 1974), il est probable qu'une plus grande activité bactérienne associée aux effets de l'eutrophisation agricole augmentera le taux de production de mercure-méthyle à la source.

EFFETS À LONG TERME—EXEMPLES DES PCB ET DU DDT

Le comportement des contaminants organochlorés persistants dans les systèmes aquatiques diffère notablement de celui du mercure. Les effets de toxicité létale, pouvant être estimés selon la concentration des polluants dans l'eau exprimée par sa solubilité (Hutchinson et coll., 1980), ont tendance à être faibles, mais on a observé, à des concentrations ambiantes ou de laboratoire (Pfister et coll., 1970; Wyman et O'Connors, 1980), une suppression de la croissance et autres effets sublétaux. Dans certaines situations, la présence de contaminants organiques peut stimuler l'activité microbienne (Pfister et coll., 1970). Des données expérimentales (Clayton et coll., 1977; Scura et Theilacker, 1977) indiquent que les concentrations de contaminants organiques dans les biocénoses sont reliées au partage d'équilibre entre l'eau et le réservoir de lipides (représenté par *n*-octanol comme substitut, comme on le voit à la figure 5). Des études sur les relations zooplancton-phytoplancton (Wyman et O'Connors, 1980) et sur des biocénoses choisies du lac Ontario, tel qu'indiqué à la figure 6 (Borgmann et Whittle, 1983) semblent confirmer ces observations. La relation n'est toutefois pas entièrement confirmée, et des études de McLeese et coll. (1980) donnent à penser que chez certains vers et crevettes de mer les concentrations peuvent être réglées autrement.

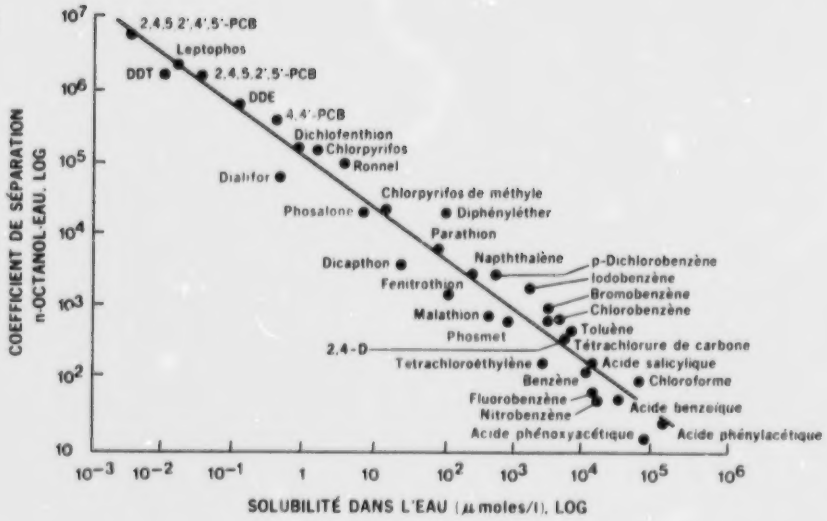
Les PCB et autres contaminants semblables sont fortement hydrophobes et pénètrent ordinairement dans les systèmes aquatiques en association avec des particules, ou encore s'y associent rapidement. Les PCB, cependant, sont assez volatils (Millard et coll., en préparation), et ceci permet une absorption rapide par le phytoplancton par perte des PCB captés à la surface externe d'une particule et par transfert dans le réservoir de lipides par diffusion à travers la membrane cellulaire. À cause de cette affinité pour le réservoir de lipides, les PCB sont transférés aux biocénoses à partir des détritus tant inorganiques qu'organiques. Il se peut aussi que le transfert ait lieu au moment de contacts transitoires entre particules (Harding et Phillips, 1978). Les PCB adsorbés dans les interstices des particules sont en grande partie retenus, et leurs concentrations dans le seston et les sédiments des lacs ont tendance à être identiques (Glooschenko et coll., 1976). Les taux d'absorption dans les petits organismes à rapport superficie/volume élevé (Harding et Phillips, 1978) peuvent approcher l'asymptote en moins de 2 h. Chez les poissons, les PCB s'accumulent par un échange rapide à travers la surface branchiale et pénètrent dans le réservoir de lipides par l'appareil circulatoire; ce mécanisme peut expliquer jusqu'à 40 % de l'absorption des PCB chez les poissons (Thomann, 1977). Bien que le processus désorption/transfert puisse expliquer toute l'accumulation des PCB dans le réservoir de lipides des biocénoses, l'ingestion de nourriture, comme voie d'entrée, influe fortement sur le taux d'absorption. Par exemple, des copépodes se nourrissant de phytoplancton contaminé par PCB ont atteint les charges corporelles asymptotiques de ces derniers, dans des conditions expérimentales, en moins de 2 jours (Wyman et O'Connors, 1980). C'est dire que l'adsorption directe ou l'ingestion de nourriture peuvent, dans des proportions très différentes, contribuer à la charge corporelle finale de PCB.

Par ailleurs, pour les contaminants organochlorés et autres substances halogénées semblables, moins volatils que les PCB, telles que le DDT, la principale voie de bioaccumulation est le réseau alimentaire (Reinert et coll., 1974). Le DDT, très peu soluble dans l'eau des lacs (fig. 5), est retenu presque indéfiniment à l'état de charge corporelle, tandis que l'aldrine, la dieldrine et l'endrine, à plus grande solubilité (Weber, 1977), auront tendance à décliner dans des conditions de non-contamination.

Tous les contaminants organiques halogénés connus sont biologiquement dégradables, mais les taux de dégradation sont extrêmement variables, tant en termes de composés que de conditions environnementales. Le DDT, par exemple, est dégradé beaucoup plus rapidement dans des conditions anoxiques (−150 mV) qu'en présence de faibles quantités d'oxygène (+50 mV), et est presque stable dans des conditions d'oxydation normales (Gambrell et coll., 1981). Le DDD est le principal produit de dégradation du DDT, mais il n'est pas stable. Le képone, d'autre part, semble presque stable dans une gamme étendue de conditions naturelles de redox et de pH, comme c'est le cas de Mirex.

SOMMAIRE

En résumant les préoccupations biologiques actuelles face au «rejet en eau libre», on suppose que les matériaux ne sont pas d'une toxicité létale pour les biocénoses et que le rejet n'aura pas lieu à des sites ou durant des périodes d'importants événements biologiques. En outre, afin d'éviter une redistribution, les matériaux fins ne devraient



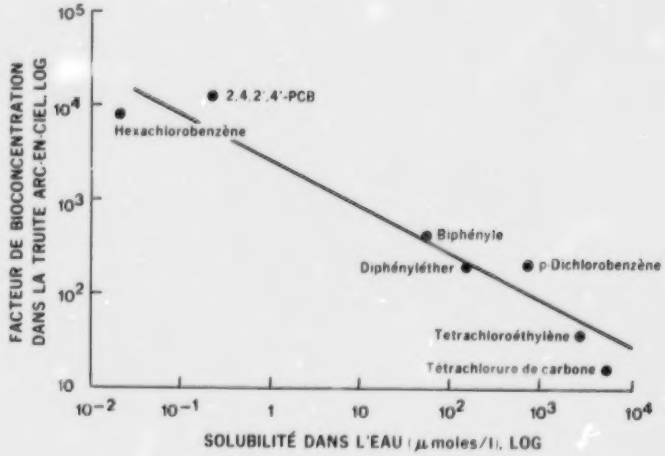


Figure 5. Lipophilité et bioaccumulation. Le coefficient de séparation *n*-octanol-eau et le facteur de bioaccumulation dans la truite arc-en-ciel sont tous deux inversement proportionnels à la solubilité dans l'eau (réimpression avec la permission de Chiou, C.T., Freed, V.H., Schmedding, D.W. et Kohnert, R.L., 1977. Partition coefficient and bioaccumulation of selected organic chemicals. Environ. Sci. Technol. 11: 475–478. Copyright 1977, American Chemical Society.)

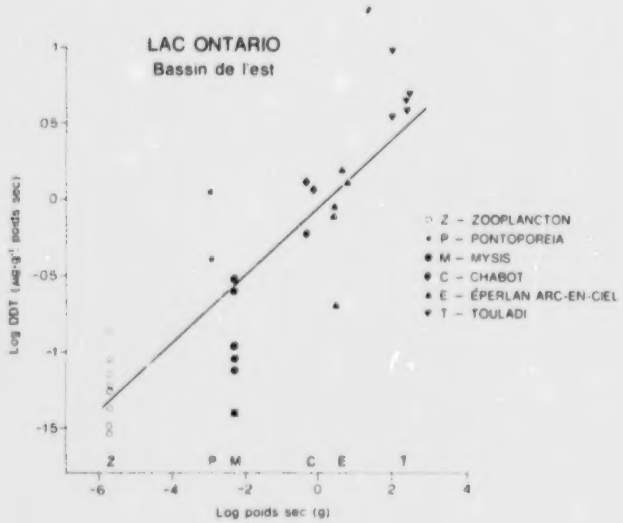


Figure 6. Concentration de DDT en fonction de la grosseur du corps (d'après Borgmann et Whittle, 1983 ; réimpression avec la permission de Can. J. Fish. Aquatic Sci.).

pas être déversés dans des zones de non-déposition, ou d'érosion active par les courants de fond.

1. À moins que les matériaux ne soient spécifiquement destinés à être dispersés (p. ex., pour l'enrichissement de plages), et seulement s'ils sont propres, ils ne devraient pas être rejetés à des profondeurs où les sédiments du fond seront refaçonnés et redistribués par l'action des vagues ou des glaces.

2. Autant que possible, les matériaux devraient être rejetés à des profondeurs de productivité biologique minimale, c'est-à-dire en eau profonde (typiquement 100 m dans le lac Ontario). Si les matériaux doivent être immergés à une profondeur intermédiaire, 20 à 100 m environ, il faudra organiser le projet de manière à affecter le moins possible les biocénoses de la zone. Du point de vue biologique, l'immersion dans cette zone est très indésirable.

3. Les matériaux rejetés, à l'exclusion de (1) ne devraient pas être dispersés sur une grande étendue; ils devraient plutôt être concentrés de manière à déranger la plus petite superficie possible de l'habitat benthique.

4. Les matériaux contenant une forme quelconque de contaminants ne devraient pas pouvoir se disperser au moment de la descente, surtout s'ils contiennent des quantités de PCB ou de composés organiques halogénés semblables. Si les sites de rejet ne se trouvent pas dans des zones où les taux de sédimentation sont naturellement élevés, les matériaux contaminés devraient être scellés par immersion subséquente d'une couverture inerte ou inoffensive.

5. Les matériaux grossiers peuvent être utilisés pour modifier le microrelief des sédiments du fond et revaloriser l'habitat de certains membres de la communauté benthique (p. ex., les chabots).

6. Il ne faudrait pas s'attendre à l'avenir, que diminuent nos préoccupations quant aux répercussions de contaminants toxiques. Cependant, elles seront quelque peu atténuées par la présence de macro et de micronutriments, surtout s'il semble possible ou désirable qu'il s'ensuive une amélioration biologique.

RÉFÉRENCES

Alley, W.P. et R.F. Anderson. 1968. Small-scale patterns of spatial distribution of the Lake Michigan macrobenthos. Proc. 11th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 1-10.

Beeton, A.M. 1960. The vertical migration of *Mysis relicta* in Lakes Huron and Michigan. J. Fish. Res. Board Can. 17: 517-539.

Bell, J.B. et B.J. Dutka. 1972. Microbiological examination of Lake Ontario sediments: I. Distribution of aerobic and anaerobic heterotrophs in several Lake Ontario sediments. Proc. 15th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes. Res. pp. 1-8.

Borgmann, U. et D.M. Whittle. 1983. Particle size conversion efficiency and contaminant concentrations in Lake Ontario biota. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 328-336.

Bowers, J.A. et N.E. Grossnickle. 1978. The herbivorous habits of *Mysis relicta* in Lake Michigan. Limnol. Oceanogr. 23: 767-776.

Bowers, J.A. et G.J. Warren. 1977. Predaceous feeding by *Limnocalanus macrurus* upon *Diaptomus ashlandi*. J. Great Lakes Res. 3: 234-236.

Brinkhurst, R.O. et K.E. Chua. 1969. Preliminary investigation of the exploitation of some potential nutritional resources by three sympatric Tubificid Oligochaetes. J. Fish. Res. Board Can. 26: 2659-2668.

Carpenter, G.F., E.L. Mansey et N.H.F. Watson. 1974. Abundance and life history of *Mysis relicta* in the St. Lawrence Great Lakes. J. Fish. Res. Board Can. 31: 319-325.

Carter, J.C.H. 1969. Life cycles of *Limnocalanus macrurus* and *Senecella calanoides*, and seasonal abundance and vertical distributions of various planktonic copepods, in Parry Sound, Georgian Bay. J. Fish. Res. Board Can. 26: 2543-2560.

Chemex Labs Ltd. 1973. Turbidity monitoring of a dredge plume. Rapport inédit du projet 13-01-02 du Centre canadien des eaux intérieures de Burlington (Ontario); Chemex Labs, Calgary (Alberta), 8 p.

Chemex Labs Ltd. 1975. Port Stanley dredging disposal study. 1974. Rapport inédit du projet 26-02-01 de Travaux publics Canada (Région de l'Ontario), à Toronto (Ontario); Chemex Labs, Calgary (Alberta), 92 p.

Christie, W.J. 1972. Lake Ontario: Effects of exploitation, introductions, and eutrophication on the salmonid community. J. Fish. Res. Board Can. 29: 913-929.

Christie, W.J. et N.A. Thomas. 1981. Biology. *In* IFYGL, International Field Year for the Great Lakes. Édité par E.J. Aubert et T.L. Richards. National Oceanic and Atmospheric Administration, Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, Michigan, pp. 327-340.

Clayton, J.R., S.P. Pavlou et N.F. Breitner. 1977. Polychlorinated biphenyls in coastal marine zooplankton: bioaccumulations by equilibrium partitioning. Environ. Sci. Technol. 11: 676-682.

Cooley, R.V. et P.L. McCarty. 1976. Kinetics of microbiological aerobic decomposition of methyl mercury. *In* Environmental Geochemistry, Vol. 2. Édité par J.O. Nriagu. Ann Arbor Science, pp. 451-472.

Dermott, R. 1978. Benthic diversity and substrate-fauna associations in Lake Superior. J. Great Lakes Res. 4: 505-512.

Elliott, J.M. et L. Persson. 1978. The estimation of daily rates of food consumption for fish. J. Animal Ecol. 47: 977-991.

Flint, R.W. 1979. Responses of freshwater benthos to open lake dredged spoils disposal in Lake Erie. J. Great Lakes Res. 5: 264-275.

Freitag, R., P. Fung, J.S. Mothersill et G.K. Prouty. 1976. Distribution of benthic macroinvertebrates in Canadian waters of northern Lake Superior. J. Great Lakes Res. 2: 177-192.

Gambrell, R.P., C.N. Reddy, V. Collard, G. Green et W.H. Patrick. 1981. Behavior of DDT, Kepone and Permethrin in sediment-water systems under different oxidation-reduction and pH conditions. EPA project summary, EPA 600/SE-81-038, Athens, Georgia, 3 p.

Gardner, W.S., T.F. Nalepa, D.R. Slavens et G.A. Laird. 1983. Patterns and rates of nitrogen release by benthic chironomidae and Oligochaeta. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 259-266.

Glooschenko, W.A., W.M.J. Strachan et R.C.J. Sampson. 1976. Distribution of pesticides and polychlorinated biphenyls in water, sediments and seston of the Upper Great Lakes - 1974. Pestic. Monit. J. 10: 61-67.

Goldman, J.C., J.J. McCarthy et D.G. Peavey. 1979. Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in oceanic waters. Nature, 279: 210-251.

Grassle, J.R. et J.P. Grassle. 1974. Opportunistic life histories and genetic systems in marine polychaetes. J. Mar. Res. 32: 253-384.

Harding, L.W. et J.H. Phillips. 1978. Polychlorinated biphenyls: transfer from microparticulates to marine phytoplankton and the effects on photosynthesis. Science, 202: 1189-1192.

Henson, E.B. 1970. *Pontoporeia affinis* (crustacea, amphipods) in the straits of Mackinac region. Proc. 13th Conf. Great Lakes Res. Internat. Assoc. Great Lakes Res., pp. 601-610.

Huckabee, J.W. et R.A. Goldstein. 1975. Transport of mercurials in freshwater food chains. Abstr. Internat. Conf. on Heavy Metals in the Environment, Toronto. C76-C78.

Hurley, D.A. – Diets of selected fish species from the Bay of Quinte, Lake Ontario. Soumis à Can. J. Fish. Aquat. Sci.

Hutchinson, T.C., J.A. Hellebust, D. Tam, D. Mackay, R.A. Mascarenhas et W.Y. Shiu. 1980. The correlation of the toxicity to algae of hydrocarbons and halogenated hydrocarbons with their physical-chemical properties. *In* Hydrocarbons and Halogenated Hydrocarbons in the Aquatic Environment. Édité par B.K. Afghan et D. Mackay. Environ. Sci. Res. Ser., Plenum Press, New York. pp. 577-586.

Jackson, T.A., J.W. Parks, P.D. Jones, R.N. Woychuk, J.A. Sutton et J.D. Hollinger. 1982. Dissolved and suspended mercury species in the Wabigoon River (Ontario, Canada): seasonal and regional variations. *In* Sediment/Freshwater Interaction. Édité par P.G. Sly. Developments in Hydrobiology Ser., Junk Publ., La Haye, Pays-Bas, pp. 473-487.

Johnson, M.G. et R.O. Brinkhurst. 1971a. Associations and species diversity in benthic macroinvertebrates of Bay of Quinte and Lake Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 28: 1683-1697.

Johnson, M.G. et R.O. Brinkhurst. 1971b. Benthic community metabolism in Bay of Quinte and Lake Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 28: 1715-1725.

Johnson, M.G. et D.H. Matheson. 1968. Macroinvertebrate communities of the sediments of Hamilton Bay and adjacent Lake Ontario. Limnol. Oceanogr. 13: 99-111.

Kemp, A.L.W. et W.S. Harper. 1976. Sedimentation rates and a sediment budget for Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 2: 324-340.

Kibby, H.V. et F.H. Rigler. 1973. Filtering rates of *Limnocalanus*. Verh. Internat. Verein. Limnol. 18: 1457-1461.

Kinney, W.L. 1972. The macrobenthos of Lake Ontario. Proc. 15th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 53-79.

Lasenby, D.L. et R.R. Langford. 1973. Feeding and assimilation of *Mysis relicta*. Limnol. Oceanogr. 18: 280-285.

McLeese, D.W., C.D. Metcalfe et D.S. Pezzack. 1980. Uptake of PCBs from sediment by *Nereis virens* and *Cragnon septemspinosa*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9: 507-518.

Marzolf, G.R. 1965a. Substrate relationships of the burrowing amphipod *Pontoporeia affinis* in Lake Michigan. Ecology, 46: 579-592.

Marzolf, G.R. 1965b. Vertical migration of *Pontoporeia affinis* (Amphipoda) in Lake Michigan. Publ. No. 13, Great Lakes Res. Div., University of Michigan, Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 133-140.

Millard, E.S., C.C. Charlton et G.A. Burnison. – PCB Flux in planktonic model ecosystems. (En préparation).

Mozley, S.C. et W.P. Alley. 1973. Distribution of benthic invertebrates in the south end of Lake Michigan. Proc. 16th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 87-96.

Mozley, S.C. et R.P. Howmiller. 1977. Zoobenthos of Lake Michigan. Environmental status of Lake Michigan Region, Vol. 6, Argonne Nat. Lab., ANL/ES report No. 40.

Nalepa, T.F. et N.A. Thomas. 1976. Distribution of macrobenthic species in Lake Ontario in relation to sources of pollution and sediment parameters. J. Great Lakes Res. 2: 150-163.

Parker, J.I. 1980. Predation by *Mysis relicta* on *Pontoporeia hoyi*: a food chain link of potential importance in the Great Lakes. J. Great Lakes Res. 6: 164-166.

Patalas, K. 1969. Composition and horizontal distribution of crustacean plankton in Lake Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 26: 2135-2164.

Pfister, R.M., J.I. Frea, P.R. Dugan, C.I. Randles, K. Zaebst, J. Duchene, T. McNair et R. Kennedy. 1970. Chlorinated hydrocarbon, microparticulate effects on microorganisms isolated from Lake Erie. Proc. 13th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 82-92.

Powers, C.F. et A. Robertson. 1965. Some quantitative aspects of the macrobenthos of Lake Michigan. Publ. No. 13, Great Lakes Res. Div., University of Michigan, Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 153-159.

Reinert, R.E., L.J. Stone et H.L. Bergman. 1974. Dieldrin and DDT: accumulation from water and food by Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) in the laboratory. Proc. 17th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 52-58.

Report of the International Working Group on the Abatement and Control of Pollution from Dredging Activities. 1975. Préparé pour la Commission mixte internationale et soumis aux gouvernements du Canada et des États-Unis, Ottawa. 227 p.

Reynolds, J.B. et G.M. DeGraeve. 1972. Seasonal population characteristics of the opossum shrimp *Mysis relicta* in southeastern Lake Michigan, 1970-71. Proc. 15th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 117-131.

Rigler, F.H. 1972. The Char Lake project. A study of energy flow in a high arctic lake. *In* Productivity Problems of Freshwaters. Édité par Kajak et A. Hillbrict-Ilkowska. Polish Scientific Publishers, pp. 287-300.

Robbins, J.A., P.L. McCall, J.B. Fisher et J.R. Krezoski. 1979. Effect of deposit feeders on migration of ^{137}Cs in lake sediments. Earth Planet Sci. Lett. 42: 277-287.

Sandilands, R.G. et P.G. Sly. 1977. TROV operations in Georgian Bay, 1976. Rapport inédit, Centre canadien des eaux intérieures de Burlington (Ontario). 11 p.

Scarce, L.E., S.H. Rubenstein et S. Megregian. 1964. Survival of indicator bacteria in receiving waters under various conditions. Publ. No. 11, Great Lakes Res. Div., University of Michigan, Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 130-139.

Schuytema, G.S. et R.E. Powers. 1966. The distribution of benthic fauna in Lake Huron. Publ. No. 15. Great Lakes Res. Div., University of Michigan, Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 155-163.

Scott, W.B. et E.J. Crossman. 1973. Poissons d'eau douce du Canada. Fish. Res. Board Can. Bull. 1984, Ottawa. 966 p.

Scura, E.D. et G.H. Theilacker. 1977. Transfer of the chlorinated hydrocarbon PCB in a laboratory marine food chain. Marine Biol. 40: 317-325.

Skoch, E.J. et C.S. Sikes. 1973. Mercury concentrations in chironomid larvae and sediments from Sandusky Bay of Lake Erie: evidence of seasonal cycling of mercury. Proc. 16th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 183-189.

Sly, P.G. 1975. Statistical evaluation of recent sediment geochemical sampling. IX Internat. Sediment Congr., Nice, Réimpression 16 p.

Sly, P.G. 1977. Rapport sur les études des effets du dragage et du rejet des déblais dans les Grands lacs/eaux canadiennes. Étude nº 77, Série scientifique, DGEI, Environnement Canada, Centre canadien des eaux intérieures de Burlington (Ontario). 38 p.

Sly, P.G. 1978. Sedimentary processes in lakes. *In* Lakes, Chemistry, Geology, Physics. Édité par R. Lerman. Springer-Verlag, New York. pp. 65-89.

Sly, P.G. 1983a. Recent sediment stratigraphy and geotechnical characteristics of foreset and bottomset beds of the Niagara Bar. J. Great Lakes Res. 9: 224-233.

Sly, P.G. 1983b. Sedimentology and geochemistry of recent sediments off the mouth of the Niagara River, Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 9: 134-159.

Sly, P.G., R.L. Thomas et B.R. Pelletier. 1983. Interpretation of moment measures derived from water-lain sediments. Sedimentol. 30: 219-233.

Sweeney, R., R. Foley, C. Merckel et R. Wyeth. 1975. Impacts of the deposition of dredged spoils on Lake Erie sediment quality and associated biota. J. Great Lakes Res. 1: 162-170.

Thomann, R. 1977. An analysis of PCBs in Lake Ontario using a trophic length food chain model. Résumé. *In* Quarterly Report of EPA. Duluth Environmental Research Laboratory, Duluth, Minnesota, pp. 10-11.

Thomas, R.L. 1974. The distribution and transport of mercury in the sediments of the Laurentian Great Lakes System. Proc. Internat. Conf. Transport of Persistent Chemicals in Aquatic Ecosystems, Ottawa, Canada. pp. I1-I16.

Thommes, M.M., H.F. Lucas et D.N. Edgington. 1972. Mercury concentrations in fish taken from offshore areas of the Great Lakes. Proc. 15th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc Great Lakes Res. pp. 192-197.

U.S. Fish and Wildlife Report. 1969. Fish and wildlife as related to water quality of the Lake Ontario Basin. 128 p.

Veal, D.M. et D.S. Osmond. 1968. Bottom fauna of the western basin and nearshore Canadian waters of Lake Erie. Proc. 11th Conf. Great Lakes Res., Internat. Assoc. Great Lakes Res. pp. 151-160.

Warwick, W.F. 1978. Man and the Bay of Quinte, Lake Ontario: 2800 years of cultural influence, with special reference to the chironomidae (Diptera), sedimentation and eutrophication. Thèse de Ph.D., Université du Manitoba, Winnipeg. 290 p.

Watson, N.H.F. 1974. Zooplankton of the St. Lawrence Great Lakes—species, composition, distribution and abundance. J. Fish. Res. Board Can. 31: 783-794.

Weber, J.B. 1977. Geochemistry of sediment/water interactions of nutrients, pesticides and metals, including observations on availability – Pesticides. *In* The Fluvial Transport of Sediment-Associated Nutrients and Contaminants. Édité par H. Shear et A.E.P. Watson. Proc. Atelier subventionné par la Commission mixte internationale, Kitchener (Ontario). Octobre 1976. pp. 245-253.

Wyman, K.D. et H.B. O'Connors. 1980. Implications of short-term PCB uptake by small estuarine copepods (genus *Acartia*) from PCB-contaminated water, inorganic sediments and phytoplankton. Estuar. Coast. Mar. Sci. 11: 121-131.